

**Untersuchungen über den Einfluß
verschiedener Umweltfaktoren
auf die Verteilung von ^{137}Cs in Böden und der
Bodenbeschaffenheit auf die ^{137}Cs -Aufnahme
durch Pflanzen unter dem Gesichtspunkt
der Schlachttierkontamination**

Rolf Dieter Hebel

1973



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41556029_0011

Aus der Universität München
Bereich Hygiene und Technologie der Lebensmittel tierischen Ursprungs
- Tierärztliche Fakultät -

Vorstände: Prof. Dr. Dr. h.c. L. Kotter und Prof. Dr. G. Terplan

und dem Staatlichen Veterinäruntersuchungsamt Krefeld

Direktor: Dr. W. Thiel

Untersuchungen über den Einfluß verschiedener Umweltfaktoren
auf die Verteilung von ^{137}Cs in Böden und der Bodenbeschaffen-
heit auf die ^{137}Cs -Aufnahme durch Pflanzen unter dem Gesichts-
punkt der Schlachttierkontamination

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
der Tierärztlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität
München

von
Rolf Dieter Hebel
aus
Gießen

München 1973

Gedruckt mit Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät
der Universität München

Dekan: Prof. Dr. E. Dahme

Referent: Priv. Doz. Dr. W. Kreuzer

Korreferent: Univ.-Doz. Dr. K.H. Tempel

Tag der Promotion: 23. Februar 1973



INHALTSVERZEICHNIS

A. Einleitung	1
B. Literatur	2
1. Caesium (Chemie, Vorkommen, Physiologie)	2
2. ^{137}Cs	2
a) Eintritt von ^{137}Cs in die Biosphäre	2
b) Verhalten von ^{137}Cs im Boden	4
α) Ionenaustausch	4
β) Wechselwirkung von ^{137}Cs mit Tonmineralen	4
γ) Wechselwirkungen von ^{137}Cs mit der organischen Substanz des Bodens und mit Sand	7
c) Die Verteilung von ^{137}Cs im Boden	6
α) Vertikale Verteilung	6
β) Horizontale Verteilung	9
d) Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzen aus Böden	10
3. Die Messung des ^{137}Cs -Gehaltes	13
a) Grundlagen	13
b) Messung der Aktivität des ^{137}Cs	14
α) Messung der Betastrahlung	14
β) Messung der Gammastrahlung durch Gammaspektrometrie	14
c) Auswertung von Gammaspektren	15
C. Eigene Untersuchungen	16
1. Untersuchungsgebiete	16
a) Südliche Vulkaneifel	21
b) Kalkgebiete	31
2. Auswahl der Proben	31
a) Bodenproben	31
b) Pflanzenproben	32
3. Entnahme und Behandlung des Probenmaterials	32
4. Meßgeräte und Messungen	33
5. Auswertung der Photopeaks	34

D. Ergebnisse	37
1. Bodenproben	37
a) ^{137}Cs -Gehalte der Böden	37
b) Die laterale Verteilung von ^{137}Cs	37
c) Vertikale Verteilung und Eindringtiefe von ^{137}Cs	40
d) Gehalt der Böden an organischer Substanz	42
e) Kaliumgehalt der Böden	43
f) pH-Wert der Böden	43
2. Beziehungen zwischen ^{137}Cs -Gehalt der Böden und ihren übrigen Meßwerten	54
a) Korrelations- und Regressionskoeffizienten	54
b) ^{137}Cs -Gehalt und Gehalt an organischer Substanz im Boden	55
c) ^{137}Cs - und Kaliumgehalt der Böden	59
d) ^{137}Cs -Gehalt und pH-Wert der Böden	61
3. ^{137}Cs - und Kaliumgehalt von Pflanzen	62
E. Diskussion	74
1. Verhalten von ^{137}Cs im Boden	74
a) Messungen an Maaren	74
b) Messungen an Dolinen	80
2. Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzen	80
F. Zusammenfassung	84
G. Summary	86
H. Literaturverzeichnis	88
Lebenslauf	105
Anhang	106

A. EINLEITUNG

Aus der Vielzahl der bei der Kernspaltung gebildeten Radionuklide zählt ^{137}Cs mit zu den gesundheitlich bedenklichsten für Mensch und Tier. In Lebensmitteln tierischer Herkunft wird es häufig und zum Teil in beachtlichen Mengen nachgewiesen. Im Hinblick auf prophylaktische Maßnahmen zur Verhinderung einer gesundheitsschädlichen ^{137}Cs -Kontamination verdient sein Verhalten im Biozyklus besondere Aufmerksamkeit. Nur die Kenntnis des Verhaltens von ^{137}Cs in der Nahrungskette: Fallout - Boden - Pflanze - Tier - Lebensmittel tierischer Herkunft - Mensch ermöglicht eine zeitig einsetzende Prophylaxe sowie die Abschätzung des Kontaminationsgrades ihrer einzelnen Glieder. Besondere Bedeutung kommt den Pflanzen zu. Ihre Kontamination bestimmt maßgeblich den ^{137}Cs -Gehalt der Lebensmittel tierischer Herkunft.

Die gegenwärtige Situation gestattet zum ersten Male seit der Aufnahme von Kernwaffenversuchen den Einfluß des Bodens auf die ^{137}Cs -Kontamination der Pflanzen, unbeeinträchtigt von zusätzlicher, kutikulärer ^{137}Cs -Absorption, zu untersuchen.

Infolge ihrer topographischen Vielfalt bieten sich die Maare der Eifel und einige Dolinen benachbarter Gebiete zur Prüfung verschiedener Parameter auf die Verteilung von ^{137}Cs im Boden sowie deren Auswirkungen auf die ^{137}Cs -Aufnahme durch Pflanzen an.

B. L I T E R A T U R

1. Caesium (Chemie, Vorkommen, Physiologie)

Caesium ist ein einwertiges, silberweißes, dehnbares und sehr weiches Alkalimetall. Sein Atomgewicht beträgt 132,91, die Ordnungszahl ist 55. Mit Säuren bildet es in Wasser zumeist leicht lösliche, farblose Salze. Seiner Stellung im periodischen System der Elemente entsprechend ähnelt Caesium in seinem chemischen Verhalten den anderen Alkalimetallen, insbesondere Kalium und dem Rubidium.

In der Erdrinde wird Caesium überall, aber nur in sehr geringen Mengen in Begleitung von Kalium angetroffen. Das Verhältnis Caesium zu Kalium in der Erdkruste beträgt 1 : 3.700 und 1 : 770.000 im Seewasser (107). Nur das Mineral Pollucit, ein Caesium-Aluminium-Silikat, enthält Caesium bis zu 30 %. Es kommt auf der Insel Elba, in Schweden, Südafrika, Nordamerika und in der Sowjetunion vor (47, 78, 83, 84).

Als Bestandteil lebenden Gewebes wiesen BERTRAND und BERTRAND (13) Caesium zuerst in Blütenpflanzen und Pilzen in Konzentrationen von 3 - 89 $\mu\text{g/g}$ Frischgewicht flammenphotometrisch nach. In späteren Untersuchungen an wirbellosen Tieren und Wirbeltieren fanden sie Caesiummengen von 138 $\mu\text{g/g}$ bzw. 38 $\mu\text{g/g}$ Frischgewicht (14). YAMAGATA (121) wies Caesium in menschlichen Organen nach.

Im physiologischen Verhalten von Caesium und Kalium, beide natürliche Bestandteile des lebenden Gewebes, bestehen trotz ihrer chemischen Ähnlichkeit beachtliche Unterschiede (6, 18, 19, 67).

2. ^{137}Cs

a) Eintritt von ^{137}Cs in die Biosphäre

Das radioaktive Isotop ^{137}Cs übt durch seine Betastrahlung und die Gammastrahlung seines Tochterproduktes $^{137\text{m}}\text{Ba}$ eine radiotoxische Wirkung auf pflanzliches und tierisches Gewebe aus.

^{137}Cs entsteht im Verlauf der Zerfallkette 137, die durch Kernspaltung instabiler, schwerer Atome, z.B. Uran und Plutonium, gebildet wird. Der prozentuale Anteil an ^{137}Cs im frischen weltweiten Fallout, der zur Zeit noch vorherrschenden Kontaminationsquelle der Erdoberfläche und der Biosphäre, liegt bei 6 %. Mit zunehmendem Alter des Spaltproduktgemisches steigt der Anteil an ^{137}Cs , da es infolge seiner relativ langen Halbwertszeit, von 27 bis 33 Jahren, langsam zerfällt. Im Gegensatz dazu sind die meisten anderen Spaltprodukte - abgesehen von ^{90}Sr - kurzlebig. Alte Spaltproduktgemische bestehen daher im wesentlichen aus ^{137}Cs und ^{90}Sr (60, 65, 118). Nach ihrer Freisetzung in die Atmosphäre werden radioaktive Spaltprodukte im wesentlichen durch Niederschläge auf die Erdoberfläche abgelagert (1). Dort besteht die Möglichkeit zum Eintritt in die Biosphäre. Auch nach einer Freisetzung in Gewässer ist eine Kontamination ihrer Flora und Fauna möglich. Die Aufnahme von Spaltprodukten durch pflanzliche und tierische Organismen kann für den Menschen von entscheidender Bedeutung werden, wenn sie auf diesem Weg in die Nahrungsketten gelangen (93).

Für die Übertragung von Radionukliden sind zwei Grundformen von Nahrungsketten bekannt. Eine existiert unter den Bedingungen des Landes, sie ist direkt, einfach und übersichtlich, die zweite, im wässrigen Milieu, verläuft komplex (93).

Entscheidend für den Eintritt von Spaltprodukten in Nahrungsketten von Tier und Mensch ist ihre Aufnahme durch Pflanzen. Sie kann durch direkte Kontamination der Pflanzenoberfläche über oberirdische Pflanzenteile geschehen oder durch indirekte Kontamination, wenn das Spaltprodukt in die Erdoberfläche eindringt und von Pflanzenwurzeln aufgenommen wird (92).

Direkte Kontamination tritt vor allem bei frisch abgelagerten Spaltprodukten auf. Das Maß der Aufnahme hängt im wesentlichen von der vorhandenen Menge ab, die beim weltweiten Fallout vom durchschnittlichen jährlichen Niederschlag bestimmt wird, dem chemischen und physikalischen Zustand der einzelnen Radionuklide sowie der Pflanzenart (30, 60, 91). Für die Aufnahme durch oberirdische Pflanzenteile nimmt

man drei Wege an, die Blätter, die Blüten und die basalen Teile bzw. die Oberflächenwurzeln bevor das Radionuklid in Wechselwirkung mit dem Boden getreten ist (Stengelbasisaufnahme) (91).

Von indirekter Kontamination wird dann gesprochen, wenn Pflanzenwurzeln ein Nuklid erst aufnehmen, nachdem es in Wechselwirkung mit dem Boden getreten ist. Sie herrscht bei alten Spaltprodukten vor, solange keine frischen Ablagerungen hinzukommen. Unter bestimmten Umständen kann sie lange anhalten. Hier bestimmen die Eigenschaften der Spaltprodukte, des Bodens und der Pflanzen den Kontaminationsgrad der Flora (94).

b) Verhalten von ^{137}Cs im Boden

Der Boden besteht aus Ton und Sand, den Verwitterungsprodukten der Gesteine, durchsetzt mit abgestorbener organischer Substanz (Humus), lebenden Organismen sowie Wasser und Luft. Er stellt die mehr oder weniger mächtige Verwitterungsschicht (Pedosphäre) der unterliegenden Gesteinsgrundlage (Lithosphäre) dar (96).

α) Ionenaustausch

Eine wesentliche Eigenschaft des Bodens ist seine Ionenaustauscherfunktion. Sie ist an das Vorhandensein von Ton, insbesondere von glimmer-(illit-) artigen Tonmineralen sowie an die Anwesenheit von organischer Substanz gebunden (4, 7, 11, 35, 62, 71, 102, 103). Nach dem Eindringen in den Boden wird dort ^{137}Cs in den Ionenaustauschprozeß einbezogen. Die Absorption und Fixation an die Bodenbestandteile beeinflusst vorwiegend sein weiteres Verhalten (53).

β) Wechselwirkungen von ^{137}Cs mit Tonmineralen

In Tonmineralen entstehen durch Ersatz von Silizium durch Aluminium und von Aluminium durch Magnesium negative Ladungen, die durch positive Ionen, wie Ca^{++} oder Alkaliionen, ausgeglichen werden. Wie bei Kalium und Ammoniumionen werden bei ^{137}Cs -Ionen zwei Arten der Wechselwirkung mit solchen Stellen negativer Ladungen an Tonmineralen unter-

chieden, die Absorption und die Fixation (82, 96). Bei der Absorption binden Coulomb'sche Kräfte, welche durch das Ladungsdefizit entstehen, Kationen. Bei der Fixation liegen Kationen zwischen zusammengefallenen Tonkristallblättchen, wodurch zusätzliche kovalente Bindungen, die von den Sauerstoffatomen der Tonkristalle ausgehen, wirksam sind (58). Kationen, deren Ionenradius dem Abstand zweier Tonkristallschichten am nächsten kommt, werden am stärksten fixiert (35, 58). Daher ist die Fixationsenergie für Caesiumionen größer als für Kalium- und Ammoniumionen und diese ist wiederum höher als die der Erdalkalitionen (96). ARNOLD (5), BARSHAD (9) und NOLMIK (74) stellten sich den Fixationsvorgang als Wanderung von Kationen zwischen expandierte Tonblättchen vor, die dadurch kollabieren und die eingewanderten Kationen einschließen. Versuche von SCHULZ et.al. (103) zeigten, daß dieses Modell den Vorgang nicht vollständig beschreibt, da nach Sättigung von Ton mit Kaliumionen eine Zunahme der Fixation von ^{137}Cs beobachtet wurde, d.h., eine Zunahme der Fixation bei kollabierten Tonblättchen. JACOBS und TAMURA (49, 50, 113) schließen daraus, daß zwei Bindungsarten von Caesium an Ton zu unterscheiden sind, die "edge fixation" und die "interlayer fixation". Die "edge fixation" erfolgt an den Enden von Tonblättchen, dort, wo ein hoher elektrostatischer Fluß besteht. Sie ist wirksam bei expandierten und kollabierten Tonstrukturen. Die "interlayer fixation" verläuft dagegen unabhängig von der Expansion der Tonstrukturen. Hierbei wandern Kationen entlang der Tonblättchen ins Innere und werden dort eingeschlossen (49, 50, 113).

^{137}Cs -Ionen der "edge fixation" stehen mit den Kationen der umgebenden Lösung im Gleichgewicht. Bei Änderung der Konzentrationen stellt sich das Gleichgewicht unmittelbar wieder ein. Hier gelten die allgemeinen Gesetze des Ionenaustausches (35, 102). Die austauschbaren Kationen der "edge fixation" befinden sich auch mit den fixierten der "interlayer fixation" im Gleichgewicht. Allerdings erfordert es eine sehr lange Zeit, um Kationen bei einer Störung des Gleichgewichtes aus dem fixierten in den austauschbaren Zustand zu bringen. NISHITA et.al. (71) bezeichnen ^{137}Cs -Ionen als austauschbar, wenn sie mit einer 1 n Ammoniumacetatlösung aus Ton oder Böden extrahierbar sind ohne Zerstörung der Tonstruktur. Eine weitere Freisetzung von ^{137}Cs -Ionen

aus Ton ist erst nach Vernichtung des Kristallgitters möglich, z.B. durch konzentrierte Mineralsäuren.

Die Fixationskapazität jedes Bodens für ^{137}Cs ist sehr gering. Sie reicht aber zur Fixation von ^{137}Cs -Spuren aus, wie sie im radioaktiven Niederschlag vorkommen. Eine weitere Steigerung der ^{137}Cs -Konzentration geht zu Lasten der austauschbaren Fraktion (35, 102, 103). SCHULZ (102) unterscheidet je nach der vorhandenen Menge Caesium zwei Situationen:

- (1) Liegt Caesium in Makromengen vor, gelten die allgemeinen Gesetze des Ionenaustausches. Jedes Kation kann Caesiumionen von Tonmineralen entfernen. Der Anteil fixierten Caesiums ist mengenmäßig so gering, daß er unberücksichtigt bleibt.
- (2) Ist Caesium nur in Mikromengen vorhanden, stellt fixiertes Caesium den überwiegenden Teil der Gesamtmenge dar. Diese Teilmenge kann nur gegen Caesium ausgetauscht werden und ist quantitativ bei der Wechselwirkung mit Tonmineralen zu berücksichtigen (35, 53, 102, 103).

Da Caesium auf der Erde nur in Spuren vorkommt und aus dem radioaktiven Fallout nur in Mikromengen auf die Erdoberfläche gelangt, muß bei Untersuchungen über das Verhalten von ^{137}Cs im Boden nur die Situation (2) beachtet werden (36).

Wie schon oben erwähnt, bestehen für Kaliumionen ähnliche, nur graduell unterschiedliche Wechselwirkungen mit Tonmineralen wie für Caesium, die sich in Form eines Antagonismus bei der Absorption und Fixation durch Ton äußern (35, 53, 82, 96). Böden mit geringem Kaliumgehalt fixieren mehr Caesium als kaliumreiche Böden. Andererseits beobachteten sowohl SCHULZ et.al. (103) wie auch KLECHKOVSKY et.al. (53) eine Erhöhung der Fixationskapazität bei einigen mit Kalium vorbehandelten Tonmineralen. Dagegen verliefen Versuche mit Illit und Chlorit negativ. Sie schließen daraus, daß Caesium einen Teil des im Boden fixierten Kaliums ersetzt. Auch zwischen Caesiumionen und Ammoniumionen bestehen ähnliche Beziehungen wie zwischen Caesium- und Kaliumionen. Da Ammoniumionen dort zu Nitrationen oxydiert werden, tritt dieser Anta-

gonismus allerdings im Boden nicht so ausgeprägt in Erscheinung (35, 36).

Die Wasserstoffionenkonzentration des Bodens beeinflusst im pH-Bereich 4 - 9 die Wechselwirkungen von Cäsiumionen mit Tonmineralen wenig (4, 12, 27, 103). Unter pH 3,5 nimmt die Fixationskapazität des Bodens für ^{137}Cs stark zu und damit die austauschbare Menge entsprechend ab (4, 72).

Wie alle anderen glimmerartigen Tonminerale hat Illit die größte Fixierkapazität für Alkaliionen; kaolinartige Tone besitzen dagegen nur sehr geringe Fixierkapazität. Vermikulit- und Montmorillonitminerale weisen in kollabiertem Zustand eine illitähnliche Struktur auf, was zu einer entsprechenden Erhöhung der Fixierkapazität führt (72, 96, 102). Durch Trocknen von Tonmineralen gelangt der Absorptions- und Fixationsvorgang zum Stillstand, bei anschließender Wasserzugabe erhöht sich durch Ausrichtung der Tonkristallgitter die Fixierkapazität (103).

γ) Wechselwirkungen von ^{137}Cs mit der organischen Substanz des Bodens und mit Sand

Bei hohem Anteil an organischer Substanz im Boden reduziert sich die Absorption und Fixation von ^{137}Cs durch Tonminerale stark (7, 44, 67). EAGLE (25) beschreibt ein ähnliches Verhalten bei Kalium. Der Mechanismus, der der Reduzierung der Austauschwirkung durch die organische Substanz zugrunde liegt, ist weitgehend unbekannt. Bekanntlich besitzt die organische Substanz selbst Ionenaustauschereigenschaften, die mit den Tonmineralen konkurrieren. Außerdem wird über eine Kompensierung des Ladungsdefizits der Tone durch organische komplexe Kationen diskutiert, wodurch ^{137}Cs aus den Tonmineralen verdrängt werden soll (67). Bei Anwesenheit von Aminen hat MORTLAND (68) eine Verhinderung der Fixation von Kalium durch Tonminerale gefunden. Eine weitere Form des Einbaus von ^{137}Cs durch organische Substanz ermöglichen Kleinstlebewesen, z.B. konnten dies WILLIAMS und SWANSON (120) sowie PENDLETON und HANSON (75) bei Algen beobachten. Die Strukturen der

Algen, die ^{137}Cs akkumulieren, bleiben auch noch einige Zeit nach dem Absterben des Organismus in Funktion.

In toter organischer Substanz fanden VAN WIJK und BRAAMS (116) das meiste ^{137}Cs (70 %) an die kleinsten Partikel, die nur 2 % der Gesamtmenge ausmachen, absorbiert.

Sand kommt als Ionenaustauscher im Boden keine Bedeutung zu. Seine Korngröße und Struktur bieten kaum Absorptionsmöglichkeiten (96).

c) Die Verteilung von ^{137}Cs im Boden

α) Vertikale Verteilung

Die Verteilung von ^{137}Cs ist im Boden abhängig von Permeabilität, Drainage und chemischen Eigenschaften sowie von Art und Menge des Niederschlags. Außerdem spielen die Topographie der Landschaft, Wind- und Regenschatten und die Art der Bodennutzung eine Rolle (117). In Mineralböden ist ^{137}Cs durch die Fixation an Tonminerale fast unbeweglich (35, 53, 102, 109). SQUIRE und MIDDLETON (111) fanden, daß ^{137}Cs vier Jahre nach der Ablagerung durchschnittlich weniger als 2 cm tief in den Boden eingedrungen war. Über geringe Eindringtiefen von ^{137}Cs in schwere Böden infolge Retention berichten auch andere Autoren (12, 15, 18, 80, 87, 95, 117).

Da durch die organische Substanz des Bodens die Fixationskapazität für ^{137}Cs an Tonminerale herabgesetzt wird, liegt ein großer Teil der ^{137}Cs -Ionen in austauschbarer Form vor. Er kann leicht in die wässrige Phase übertreten (71, 102). Außerdem erlangt ^{137}Cs durch Chelatbildung in organischen Böden eine gewisse Mobilität (102). Daher werden die in der Literatur berichteten größeren Eindringtiefen in organische Böden verständlich (7, 35, 95). BELOVA et.al. (11) fanden in sandigen Podsolböden, daß mit steigender Eindringtiefe des ^{137}Cs der Gehalt des Bodens an Sand zunimmt, was ebenfalls mit verminderter Fixierkapazität erklärt wird. Eine weitere Ursache für tieferes Eindringen von ^{137}Cs in den Boden stellt die Bewegung des Sickerwassers im Boden dar, das an kleinste Ton- und Humuspartikel sorbiertes ^{137}Cs

mit in die Tiefe schwimmen kann (15, 116). Der Einfluß des Wassers auf die Eindringtiefe des ^{137}Cs ist von der Struktur des Bodens (Drainage, Penetration) abhängig (117). Für die Intensität der Wechselwirkung des ^{137}Cs mit dem Boden muß auch die Zeit des Kontakts der wässrigen Lösung mit dem Ionenaustauscher berücksichtigt werden (103). Organische Böden und die obersten organischen Schichten von Mineralböden absorbieren den größten Teil auf der Erdoberfläche abgelagerten ^{137}Cs . Der Grund ist zum Teil in der Ionenaustauscherkapazität, vor allem aber in einem guten Wasserhaltevermögen (Feldkapazität) der organischen Substanz zu suchen (7, 12, 15, 80). Auch durch Einbau in lebende Organismen kann eine Retention in der obersten organischen Schicht zustande kommen (7, 67, 76, 80). Entsprechend erhöht sich auch die Mobilität des ^{137}Cs beim Zerfall von organischer Substanz.

In bearbeiteten Böden wurde ein tieferes Eindringen beobachtet als in unbearbeiteten (53, 116, 117). Durch Pflügen verteilt sich ^{137}Cs der Oberschicht mit der Unterschicht gleichmäßig über die ganze Pflugschartiefe (53, 117). Andererseits ist bei gepflügten Böden eine Durchschlammung leichter möglich, und verlagerte Tonteilchen reichern sich am Ende der Pflugschartiefe an (Furcheneffekt) (116).

β) Horizontale Verteilung

MENZEL (67) hält eine laterale Verlagerung von ^{137}Cs durch Saugwirkung von Pflanzenwurzeln für möglich. Er mißt ihr aber untergeordnete Bedeutung bei. Trifft ^{137}Cs nach Durchwandern des Oberbodens auf eine wasserundurchlässige Gesteinsgrundlage nehmen RITCHIE et.al. (84) eine laterale Bewegung entlang dieser Schicht an. Große laterale Verlagerungen sind nach ROGOWSKI und TAMURA (87, 88) unmittelbar nach der Ablagerung von ^{137}Cs auf der Erdoberfläche oder deren Bewuchs zu erwarten. ^{137}Cs wird sowohl in abfließendem Niederschlagswasser gelöst als auch an kleinste Tonpartikel sorbiert transportiert. Dies ist bei bewachsenem Boden in größerem Ausmaß der Fall als bei unbewachsenem. Solche lateralen Verlagerungen werden durch die gleichen Faktoren bewirkt, welche auch die Bodenerosion hervorrufen, also Re-

gen, Wind, Topographie, Bewuchs und Textur des Bodens (87, 88). Abschwemmen von ^{137}Cs durch Oberflächenwasser wurde auch von PLUMMER und HELSETH (80) wie auch von RITCHIE et.al. (85) beobachtet.

Über eine durch Bäume bedingte Anreicherung von ^{137}Cs im Boden um Baumstämme berichten FRANKLIN et.al. (32). Sie führen dies auf das Abfließen eines Teils des die Baumkrone treffenden Niederschlags entlang des Stammes zurück. Mitgeführtes ^{137}Cs wird dadurch in der Nähe des Baumstammes angereichert.

d) Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzen aus Böden

Die Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzenwurzeln wird durch das physiologische Verhalten der Pflanzenspezies sowie durch die Sorption (Absorption und Fixation) des ^{137}Cs im Boden bestimmt (23, 44, 67, 73). Die Kationenaufnahme ändert sich mit dem Nährstoffbedarf und im Verlauf des Wachstums (12). Der absolute Gehalt an ^{137}Cs nimmt mit fortschreitendem Wachstum zu, der relative Gehalt ab (44). In Zeiten des Wachstumsstillstandes oder einer Wachstumsstörung steigt der relative Gehalt an ^{137}Cs (12, 44).

^{137}Cs wird aus wässrigen Nährlösungen durch Pflanzenwurzeln sehr gut aufgenommen und in den Pflanzen zum Teil um ein Vielfaches angereichert (44, 52, 102, 103). Das gleiche Verhalten beschreiben PENDLETON und HANSON (75) sowie PENDLETON und UHLER (76) bei Wasserpflanzen aus Seen und Teichen. Bei diesen, wie auch bei gefluteten Pflanzen, kann eine Absorption auch über Blätter und Stängel erfolgen. PENDLETON und HANSON (75) führen daher die unterschiedliche ^{137}Cs -Aufnahme von Pflanzen im wässrigen Milieu auf die verschieden große Pflanzenoberfläche wie auch auf die unterschiedliche Exposition der Pflanzenwurzeln zum Wasser zurück. Das flache Wurzelsystem, das Pflanzen in stark wasserhaltiger Umgebung ausbilden, liegt in den obersten Bodenschichten sowie frei im Wasser. Solche Wurzeln können schon ^{137}Cs aufnehmen, bevor eine Fixation durch den Boden eintritt (76). Aus diesem Grunde nehmen Pflanzen im Wasser 400 - 500 mal mehr ^{137}Cs auf als Landpflanzen (76). Ähnliche Beobachtungen machten KLECHKOVSKY (52), GULYAKIN und YUDINT-

SEVA (44) sowie BOURDEAU et.al. (16). Über die Wurzeln aufgenommenes ^{137}Cs gelangt in alle Organe der Pflanzen (44, 53, 69). Mit dem Absterben oberirdischer Pflanzenteile kehrt ein Teil des ^{137}Cs wieder zum Boden zurück (6, 12). AUERBACH und CROSSLEY (6) fanden noch einen zusätzlichen Ausscheidungsmodus. Sie beobachteten, daß durch Transpiration mit Wasser aus den Blättern ausgetretenes ^{137}Cs durch Regenwasser abgewaschen wird.

Physiologisch verhält sich ^{137}Cs ähnlich dem chemisch verwandten Kalium, wenn man von beachtlichen Unterschieden bei der Anreicherung in einigen Pflanzenorganen absieht (20). AUERBACH und CROSSLEY (6) berichten, daß Pflanzen, die viel Kalium aufnehmen, auch viel Caesium assimilieren können. Bei der Wurzelaufnahme besteht jedoch ein Antagonismus zwischen Kalium und Caesium. Bei Kaliummangel nehmen Pflanzen mehr Caesium auf; bei ausreichendem Kaliumangebot wird die Caesiumaufnahme verringert (20, 44, 53). GULYAKIN und YUDINTSEVA (44) sowie auch CLINE (20) weisen jedoch darauf hin, daß zwischen Kalium- und Caesiumaufnahme keine lineare Beziehung besteht. Bei Algen und Plankton stellt der Kalium-Caesium-Antagonismus ein Charakteristikum der lebenden Zelle dar, der nach ihrem Absterben beendet ist, obwohl noch beide Kationenarten aufgenommen und angereichert werden (120). WILLIAMS und SWANSON (120) folgern daraus, daß Caesium und Kalium einen metabolischen Pool bilden. Beim Wachstum von Pflanzen im Boden tritt zu diesem Antagonismus noch die verschieden große Fixationsenergie beider Ionenarten an Tonminerale hinzu (53).

Die Wasserstoffionenkonzentration der Wurzelumgebung beeinflusst die ^{137}Cs -Aufnahme der Pflanzen über die Wurzeln zwischen pH 4 - 9 nicht (35, 48).

^{137}Cs ist nur in Spuren im Boden vorhanden. Durch seine Fixation an Tonminerale bleibt die Aufnahme durch Pflanzenwurzeln meist außerordentlich gering (67). Stärker wird ^{137}Cs von leichten, tonarmen Böden mit geringer Fixierkapazität durch Pflanzenwurzeln assimiliert als von schweren, tonreichen (11, 23, 44, 63, 75). In Ackerböden mit höherem Tonanteil und damit größerer Fixierkapazität nehmen Pflanzenwurzeln meist weniger ^{137}Cs auf als in Wiesenböden, da die orga-

nische Oberschicht der Wiesenböden Kationen absorbieren, aber nicht fixieren kann (7, 53, 63). Andererseits ist, insbesondere bei organischen Böden mit hohem Wassergehalt, die Pflanzenbasisaufnahme von ^{137}Cs möglich (102, 110). BARBER (7) schreibt daher die Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzen aus organischen Böden sowohl der Absorption durch die Wurzeln als auch durch die Pflanzenbasis zu.

Die Vermehrung des Wassergehaltes des Bodens wirkt sich positiv auf die ^{137}Cs -Aufnahme durch Pflanzenwurzeln aus. Besonders stark macht sich dies beim Überschreiten der Feldkapazität bemerkbar. Es können dann ähnliche Verhältnisse entstehen, wie sie bei Wasserpflanzen oder gefluteten Pflanzen vorliegen.

FENDLETON und UHLER (76) fanden in Pflanzen wassergesättigter Böden dreißigmal mehr ^{137}Cs als in Pflanzen von normal feuchten Böden. Auch MARCWORDT und LEHR (62) beobachteten aus feuchten Böden eine bessere ^{137}Cs -Aufnahme als aus trockenen. CLINE (18) berichtet im Gegensatz zu BOURDEAU et.al. (16), daß Fluten den ^{137}Cs -Gehalt von Reis-pflanzen nicht erhöht. Die Ursachen für die vermehrte ^{137}Cs -Aufnahme bei erhöhtem Wassergehalt sind unklar. Vermutlich hängt dies teilweise damit zusammen, daß mit der Vergrößerung des Wassergehaltes auch meist die organische Substanz zunimmt und umgekehrt (36, 96).

Für die Aufnahme von ^{137}Cs sind die Penetrationstiefen der Wurzeln und der ihnen unmittelbar anliegende Boden von Bedeutung (1, 12, 31). Die Penetrationstiefe ist abhängig von der Pflanzenart, dem Bodentyp und dem Wassergehalt des Bodens. In gut durchlüfteten Ackerböden fanden ADAMS et.al. (1) die größte Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzenwurzeln aus einer Tiefe von 10 cm, während in gewachsenen Böden infolge der geringen Penetrationstiefe der Wurzeln die ^{137}Cs -Aufnahme sich aus höheren Schichten vollzieht. Im Grasland nimmt das dort wachsende, flach wurzelnde Gras von der obersten organischen Schicht zurückgehaltenes ^{137}Cs schon auf, bevor es in den tiefer liegenden Tonmineralen fixiert wird (7).

Im feuchten, gemäßigten Klima ist die Entwicklung der organischen Oberschicht der Böden optimal (36). Lebensmittel von Tieren dieser Gebiete

weisen daher nicht selten einen erhöhten ^{137}Cs -Gehalt auf (7, 11, 55, 63, 64, 75, 76).

3. Die Messung des ^{137}Cs -Gehaltes

a) Grundlagen

^{137}Cs ist ein komplexer Strahler. Beim Übergang in sein Tochterprodukt ^{137}Ba emittiert es Elektronen, die in 8 % der Zerfälle eine Maximalenergie von 1,18 MeV aufweisen. Hierdurch wird die niedrigste Energiestufe des ^{137}Ba erreicht. In 92 % der ^{137}Cs -Zerfälle werden Elektronen mit einer Maximalenergie von nur 0,518 MeV ausgesandt. Das dadurch entstehende metastabile Bariumisotop, das $^{137\text{m}}\text{Ba}$, geht durch Emission eines Gammaquanten von 0,661 MeV in ^{137}Ba , den stabilen Zustand, über. Acht Prozent der Übergänge werden durch Konvertierung vollzogen. Die Halbwertszeit von $^{137\text{m}}\text{Ba}$ beträgt 2,57 Minuten (22).

Die Abb. 1 gibt eine Übersicht des Zerfalls von ^{137}Cs zu ^{137}Ba . Die Aussendung von Elektronen aus dem Atomkern, die β -Strahlung, ist mit β^- bezeichnet; bei der Emission eines Gammaquanten wird die Energie angegeben, e^- bedeutet Konvertierung.

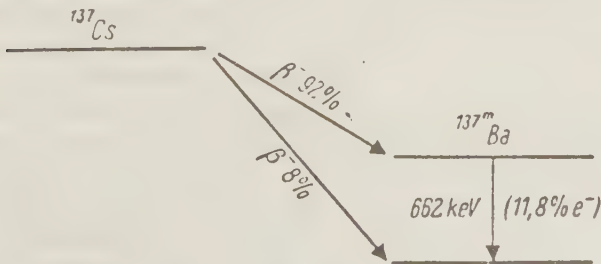


Abb. 1: Zerfallschema von ^{137}Cs (nach GROUTHAMEL, 22)

b) Messung der Aktivität des ^{137}Cs

Die Bestimmung des ^{137}Cs -Gehaltes einer Substanz kann grundsätzlich durch Messung beider Strahlungsarten, der Betastrahlung des ^{137}Cs und der Gammastrahlung des $^{137\text{m}}\text{Ba}$, erfolgen. Die tatsächliche Zerfallsgeschwindigkeit des $^{137\text{m}}\text{Ba}$ ist gleich der Zerfallsgeschwindigkeit des ^{137}Cs , da sich bedingt durch die unterschiedlichen Halbwertszeiten, ein dauerndes Gleichgewicht einstellt (38).

a) Messung der Betastrahlung

Die Messung der Betastrahlung des ^{137}Cs in Böden und Pflanzen setzt eine chemische Aufbereitung der Proben sowie eine Anreicherung des ^{137}Cs voraus, da zur Zeit der Gehalt in Böden und Pflanzen meist gering ist, und Betastrahlen durch feste Materie stark absorbiert werden. Die Vorteile der Messung der Betaaktivität liegen einmal darin, daß ^{137}Cs fest in jedem Gemisch von künstlichen radioaktiven Isotopen nachgewiesen werden kann; zum anderen ist es möglich, die Nachweisgrenze beliebig niedrig zu halten. Nachteile ergeben sich aus dem schwer kontrollierbaren Verlust bei der Veraschung der Matrix des Probenmaterials und der Anreicherung des ^{137}Cs sowie dem hohen Arbeits- und Zeitaufwand zur Probenaufbereitung. Einzelheiten dieser Meßmethode sind in der angegebenen Literatur zu finden (38, 46, 114, 115).

p) Messung der Gammastrahlung durch Gammaskpektrometrie

Die Gammaskpektrometrie gründet auf der Wechselwirkung von Gammaquanten mit einem lichtwirksamen Kristall (22, 29, 38, 39, 98). Diese Wechselwirkung kann als Photoeffekt, Comptoneffekt oder bei Gammaquanten mit einer Energie über 1,02 MeV auch als Paarbildung erfolgen (22, 29, 38, 39, 98). Auf eine chemische Aufbereitung kann meist bei der sehr geringen Absorption der Gammastrahlung durch das Probenmaterial verzichtet werden. Zudem ermöglicht die Verwendung einer Ringschale eine ausreichend große Menge Material zu messen. Das Nachschalten eines Impulshöhenanalysators in Form eines Analog-Digital-

Konverters eröffnet die Möglichkeit, Gammaquanten verschiedener Energie zu sortieren und zu zählen (22, 29, 39, 54, 96). Die qualitative Bestimmung eines Nuklids erfolgt über die ihnen spezifischen Gammaquanten, die quantitative Messung durch Vergleich mit einer der Probe zugesetzten Nuklidlösung bekannter Aktivität als internen Standard. Die Benutzung eines internen Standards hat den Vorteil, daß schwer abzuschätzende Faktoren wie Geometrieverhältnisse, Absorption durch Probenmaterial etc. in Probe und Standard gleich sind und daher unberücksichtigt bleiben können (45, 51, 57). Die zugesetzte Standardlösung ist so zu bemessen, daß der Gehalt der Probe und die zugesetzte Aktivität in derselben Größenordnung liegen. Bei großen Aktivitätsunterschieden weisen Zählgeräte unterschiedliche Wirkungsgrade auf (29, 39, 98, 101). Da die Ansprechwahrscheinlichkeit eines Szintillationszählers von der Energie der eingestrahnten Quanten abhängt, sollten Standard und Probe Strahlungen gleicher Energie besitzen. Bei Energieunterschieden von weniger als 100 keV läßt sich auch die Gammastrahlung eines anderen Nuklids als Vergleichsaktivität mit ausreichender Genauigkeit verwenden (41).

c) Auswertung von Gammaspektren

In der idealen Form des Gammespektrums sollten sich bei Nukliden mit einer einzigen Gammastrahlung Photoeffekt und Paarbildung als Linien, der Comptoneffekt als Kontinuum bis zu einer bestimmten Maximalenergie unterhalb der Photolinie darstellen (101). Infolge des statistischen Charakters des Nachweismechanismus wird dem idealisierten Spektrum eine Streuverteilung aufgeprägt, wodurch Linien als Peaks erscheinen, die hinreichend durch die Gauß'sche Funktion der Normalverteilung approximiert werden (22, 39). Die Normalverteilung ist durch zwei Parameter, den Mittelwert und die Varianz, das Quadrat der Standardabweichung, definiert (77, 115). Die entsprechenden Maße des meist zur Auswertung herangezogenen Peaks der Photolinien sind die Peaklage, die Lage des Peakmaximums, die dem Mittelwert entspricht und die Halbwertsbreite, die das 2,36fache der Standardabweichung beträgt (101, 115).

Die Größe der Fläche unter dem Photopeak ist ein Maß für die Intensität der untersuchten Gammastrahlung, der sie direkt proportional ist:

$$(1) \quad I = k \cdot F$$

Hierbei bedeutet I die Intensität der eingestrahlten Gammastrahlung, F die Peakfläche und k einen Proportionalitätsfaktor, dessen Größe von der Probe, dem Nachweismechanismus und der Apparatur abhängt. In der von EUSTAFSON et.al. (45) sowie von KREUZER (57) beschriebenen Meßmethode wird durch die Verwendung eines internen Standards der Proportionalitätsfaktor k für Probe und Standard gleich und kann daher unberücksichtigt bleiben. Eine unbekannte Intensität eines Gammastrahlers kann daher durch Vergleich der Fläche der Photopeaks von Probe und Standard bestimmt werden.

Liegt der Photopeak isoliert auf der Basislinie, so ist seine Fläche F:

$$(2) \quad F = 1,07 \cdot w_{1/2} \cdot h$$

wobei $w_{1/2}$ die Halbwertsbreite und h die Höhe des Peakmaximums bedeuten. Der Faktor 1,07 ergibt sich aus der Normalverteilung (77, 115). Liegt infolge von Streuanteilen Strahler höherer Energie der Photopeak nicht auf der Basislinie, so läßt sich seine Fläche noch aus der Peakspitze ermitteln (17, 21, 104). Vorher ist allerdings zu prüfen, ob die Peakform einer Normalverteilung entspricht und nicht eine Summation mehrerer Peaks vorliegt. Dies kann durch den χ^2 -Test oder ein graphisches Verfahren erfolgen (77, 101, 115). Bei komplexeren Spektren erweist sich, abgesehen von der Messung der eventuell vorhandenen Betastrahlungen nach analytischer Abtrennung, das Stripping-Verfahren oder in wenigen Fällen die Inkrementmethode als einzig gangbarer Weg (17, 40, 59, 61, 101).

Beim Überschneiden zweier Photopeaks entsteht die Summenkurve zweier Gauß'scher Funktionen. Jede der Peakflächen enthält einen Anteil der benachbarten Peakfläche. Bei ausreichender Entfernung der Peakmaxima läßt sich der jeweilige Beitrag des Nachbarpeaks leicht abschätzen.

Das Verfahren wird von SMITH und BARTLETT (108) ausführlich beschrieben. Außerdem besteht die Möglichkeit, die einzelnen Peaks Punkt für Punkt zu konstruieren (40, 101).

Die Bestimmung der Peaklage wird bei KOEPPE (56) beschrieben, auf zeichnerische Verfahren weisen SCHNEIDER und MÜNZEL (101) hin.

Die Behandlung von Streuungen und Minimalwerten, die bei Aktivitätsmessungen von Bedeutung sind, beschreiben NICHOLSEN (70) und PLESCH (79).

C. EIGENE UNTERSUCHUNGEN

1. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen in der Eifel, dem nordwestlichen Teil des Rheinischen Schiefergebirges, der im Osten und Süden durch die Flüsse Rhein und Mosel, im Westen durch die Landesgrenze und im Norden durch die Niederrheinische Bucht begrenzt wird. Die Eifel ist, abgesehen vom Hohen Venn im Nordwesten, ein während der variskischen Faltung aufgeworfenes und in der Folgezeit meist bis auf unterdevonische Schichten (Siegen) abgetragenes Rumpfgebirge, das heute eine Hochflächenlandschaft darstellt. Jüngere Gesteine des Erdäلتertums finden sich in den Eifelkalkmulden als kalkhaltige Sedimente des Oberdevons, als Emsquarzit in zwei Gebirgszügen, der Schneifel und dem Kondelwald sowie am Rande einiger Eifelkalkmulden. Diese Schichten stellen das Grundgebirge der Eifel dar.

Reste des Deckgebirges aus Schichten des Perms und des Erdmittelalters sind als Rotliegendes (Perm) in der Wittlicher Senke, einer "innervariskischen Senke", vorhanden und als Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper in der Trier-Luxemburg'schen Triasbucht im Südwesten, in dem Kommerz-Mechernicher Triasdreieck im Norden und vereinzelt in einigen Eifelkalkmulden zu finden. Bewegungen der Erdrinde nach der variskischen Faltung hoben den Gebirgstrumpf zwar noch als Ganzes, bewirkten jedoch keine Auffaltung (Hebung des Rheinischen Schildes im jüngeren Pliozän).

Die Landschaftsform der Eifel wurde in der Erdneuzeit durch Vulkanismus regional umgestaltet. Durch vulkanische Tätigkeit im Tertiär entstanden die Vulkanbauten der "Hohen Eifel", deren schwer verwitterbare Reste im Gebiet um die Hohe Acht zu finden sind. Durch quartären Vulkanismus gestaltete Landschaften liegen im Südosten, dem Gebiet um den Laacher See und im Süden, der südlichen Vulkaneifel.

Aus den vielfältigen Landschaftsformen der Eifel wurden eine Reihe von Maaren der südlichen Vulkaneifel und einzelne Dolinen aus Eifelkalkmulden sowie der Westrand der Zülpicher Börde zur Untersuchung

gewählt. Für die Untersuchungen boten sich die Maare an, da sie in sich abgeschlossene Landschaftseinheiten mit übersichtlicher Topographie, Wasserführung und Windverhältnissen darstellen. Die Böden am Maargrund sind meist sehr reich an organischen Bestandteilen und lassen günstige Bedingungen für die Anreicherung von ^{137}Cs vermuten. Unterschiede im ^{137}Cs -Gehalt dieser Böden sollten Aufschluß über die Verteilung von ^{137}Cs im Boden bewirkende Faktoren geben. Außerdem war beabsichtigt, durch Messungen von dort wachsenden Pflanzen, Ursachen zu suchen, die die Aufnahme von ^{137}Cs aus den Böden steuern.

Zum Vergleich wurden Dolinen untersucht, die zwar in ihren Abmessungen wesentlich kleiner sind, aber in der Form den Maaren ähneln. Außerdem enthalten sie andere Bodentypen und Pflanzengesellschaften.

Die Abbildungen 2 - 4 geben eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet, wobei Abb. 2 das Gesamtgebiet, Abb. 3 einen Ausschnitt (Gebiet der Maare) und Abb. 4 den geologischen Aufbau der Eifel darstellen.



Abb. 2:
Topographische
Skizze der
Eifel



Abb. 3:
Das Gebiet der Maare
in der südlichen
Vulkaneifel

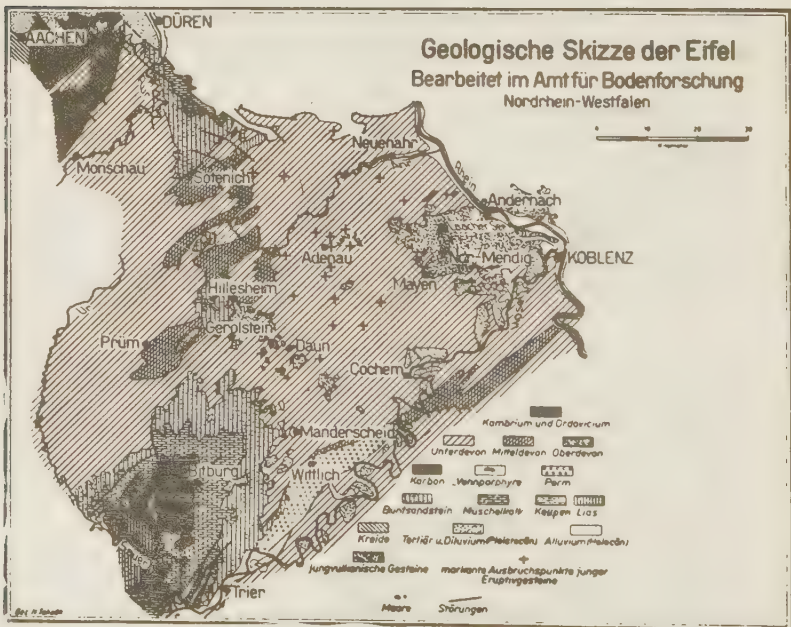


Abb. 4: Geologische Skizze der Eifel (26)

a) Südliche Vulkaneifel

Die südliche Vulkaneifel stellt eine von vulkanischen Formen und Bach-tälern unterbrochene Hochflächenlandschaft dar. Ihre Höhe über dem Meeresspiegel liegt zwischen 350 m und 400 m. Sie erstreckt sich von Bad Bertrich im Südosten bis Ormont (Schneifel) im Nordwesten (ca. 50 km Luftlinie). Die Maare befinden sich im südöstlichen Teil dieses Gebietes, in der Gegend zwischen Daun, Manderscheid und Ulmen (2, 26, 33, 34).

Das Klima dieses Gebietes ist stark gemäßigt atlantisch. Das langjäh-rige Niederschlagsmittel beträgt etwa 850 mm (siehe Abb. 5). Die Nie-derschläge fallen vornehmlich im Sommer. Südwest- bis Nordwestwinde mit ausgeprägter südwestlicher Komponente herrschen vor (24, 26, 105).



Abb. 5:
Mittlere jährliche
Niederschlagssummen
(24)

An Gesteinen dominieren im Untersuchungsgebiet unterdevonische Sieger Schichten aus Tonschiefer und Grauwacken, die zum Teil von basaltischen Tuffen und Lava bedeckt sind. Im Pleistozän, als das gegenwärtige Landschaftsbild schon bestand, bildeten sich durch vulkanische Ereignisse trichterförmige Hohlformen, die Maare aus. Die Tätigkeit dieser Maarvulkane war vor allem durch Freisetzung von Gas gekennzeichnet. Die Menge geförderten magmatischen Materials ist im Vergleich zur entstandenen Hohlform gering. Diese magmatischen Massen, vermischt mit abgesprengten Teilen des Grundgebirges, wurden als Tuff oberhalb der Kraterländer abgelagert oder liegen teilweise als Hangschutt am Boden des Maarkessels. Die Kraterländer der Maare bestehen vorzugsweise aus dem unveränderten Gestein des devonischen Grundgebirges. Teilweise sind sie durch Tuffe, die von benachbarten Vulkanen gefördert wurden, bedeckt. Die Eruptionen einiger Maarvulkane fanden in den Anfängen von Bachtälern statt. Ihre Maarkessel werden daher von einem Bach durchflossen oder bilden dessen Quellgebiet. Stärke und Dauer der Gasruptionen führte zu Maaren mit den unterschiedlichsten Abmessungen und Tiefen, die in der Übersicht 1 auf der nächsten Seite zusammengestellt sind. Als grundsätzliche Faktoren für die Gestaltung der heutigen Form sind calderaartiges Einbrechen benachbarter Teile des Deckgebirges und die geförderten vulkanischen Massen zu nennen.

Landläufig zählt man zu den Maaren auch zwei maarähnliche Formen am Mosenberg bei Manderscheid, das Windsborn und das Hinkelsmaar. Nach AHRENS (3) und FRECHEN (33, 34) handelt es sich hier nicht um Maare, sondern um aus Schweißschlacken bestehende Krater eines Stratovulkanen. Seit dem Ende des Vulkanismus in der Eifel veränderten sich vor allem die Grundflächen der Maare. Durch Ansammlung von Niederschlagswasser sind dort Maarseen entstanden. Sie befinden sich gegenwärtig in verschiedenen Verlandungsstadien und haben sich zum Teil zu Flach- und Hochmooren entwickelt.

Als Moore werden Torflagerstätten bezeichnet, die im entwässerten Zustand mindestens 30 cm mächtig sind. Voraussetzung für ihre Entstehung ist ein großer Wasserüberschuß. Er ermöglicht ein starkes Wachstum feuchtigkeitsliebender Pflanzen und schafft weitgehend

Übersicht 1: Abmessungen der untersuchten Maare und Dolinen

	Höhe über NN	Kraterrand (m)	B o d e n (m)	Höherdifferenz (Kraterrand / Boden - m)
I Windsborn	476	300	170	30 - 20
II Hinkelsmaar	441	200	150 - 80	60 - 10
III Strohnher Määschen	426	290 - 265	250 - 200	62 - 10
IV Dürres Maar	456	290 - 265	120 - 150	6 - 2
V Meerfelder Maar	334	1480 - 1200	750 - 700	212 - 113
VI Schalkenmehrener Maarmoor	421	1375 - -	350 - 120	121 - 51
VII Mürmeswiese	406	- ca 1500	1250 - 400	45 - 30
VIII Mosbrucher Maar	490	1400 - 1050	750 - 350	- - 100
IX Hüsche	465	-	70 - 60	- -
X Sprinker Maar	350	- - 400	250	- 110
XI Dreiser Weiher	460	1360 - 1160	500	120 - 36
XII Holzmaar	425	400 - 250	300 - 225	46 - 23
XIII Immerather Maar	364	- - 600	250 - 125	75 - 64
XIV Ulmener Maar	420	510 - 350	325 - 225	82 - 42
Jungfernweiher	431	-	700 - 250	10
XV Weinfelder Maar	530	625 - 575	530 - 380	137 - 67
XVI Doline bei Oberhersdorf	576	3	-	1,5
XVII bei Weyer	483	1,5	-	1
XVIII bei Thuir	255	10 - 3	-	4

anaerobe, den Abbau organischer Stoffe hemmende, Verhältnisse. Allmählich kommt es dadurch zur Anhäufung großer Mengen an organischer Substanz (Vertorfung).

Je nach Entstehungsweise und ausgebildeten Torfarten unterscheidet man zwischen Flach-, Zwischen- und Hochmooren. Flachmoore entstehen im Bereich des Grundwassers durch Verlandung stehender Gewässer und sind meist durch nährstoffreichen, stark zersetzten Torf gekennzeichnet. Dagegen sind Hochmoore ausschließlich auf das nährstoffarme Regenwasser angewiesen und bestehen daher aus nährstoffarmen, wenig zersetzten Torfarten. Sie bilden sich aus Flachmooren, deren Bodenoberfläche durch Torfwachstum von der unterliegenden Lithosphäre entfernt wird, so daß eine Beeinflussung ihres Nährstoffgehaltes nicht mehr möglich ist.

Entsprechend dem unterschiedlichen Gehalt an Nährstoffen sind die Charakterfloren beider Böden verschieden. In Flachmooren wird ein vielfältiges Wachstum feuchtigkeitsliebender Pflanzen angetroffen, die sich auch in Verlandungszonen stehender Gewässer befinden. Im Gegensatz dazu ist die Flora des Hochmoores relativ arm an Pflanzenarten, deren Bild vor allem durch die Torfmoospezies bestimmt wird. Zwischenmoore nehmen im Hinblick auf den Nährstoffgehalt des Bodens und auf die auftretende Flora eine Zwischenstellung ein.

Teilweise wurde durch Meliorationsmaßnahmen das Landschaftsbild einiger Maarseen und -moore nachhaltig verändert (99, 100).

Wie im übrigen Rheinischen Schiefergebirge herrschen als Böden entsprechend dem vorhandenen Ausgangsgestein Braunerden vor, die in Hanglagen flachgründig sind und je nach Gehalt an Tuff und Grauwacken mehr sandige oder lehmige Beschaffenheit aufweisen. Am Grund der Maare an Seeufern werden semiterrestrische, zum Teil subhydrische Böden angetroffen, in Maarmooeren die dem Biotop entsprechenden Torfböden. Teilweise sind durch Trockenlegung von Seen und Austorfung von Mooren Sauerwiesen mit sehr unterschiedlichem Gehalt an organischer Substanz entstanden (99, 100, 112).

Der bei waagerechter Lagerung wasserundurchlässige Tonschiefer erschwert das Eindringen von Oberflächenwasser in den Untergrund, wozu ein schnelles Abfließen des Niederschlagswassers und dadurch ein niedriger Grundwasserspiegel resultieren (42). Die Form der Maare bzw. Kraterbecken und die Wasserundurchlässigkeit der Kraterwände begünstigen eine Ansammlung des Niederschlagswassers am Grund der Maare. Bei einigen Maargewässern gesellt sich noch eine Speisung durch Quellen vulkanischen Ursprungs hinzu (Ulmener Maar, Immerather Maar). Maare sind unabhängig vom Grundwasserspiegel. Verbindungen zu benachbarten Bachsystemen, die für eine Entwässerung in Frage kommen, bestehen nur oberflächlich und wurden zum Teil erst durch menschliche Maßnahmen geschaffen. Die unterschiedlichen Maarformen und die verschiedenen Anteile von Tonschiefer, Grauwacken und vulkanischen Tuffen am Untergrund der Maarhänge - sie stellen das Wassereinzugsgebiet der Maargewässer dar -, ergeben stark variierende Gehalte an Nährstoffen in den Maarböden und Maargewässern. Anhand des Nährstoffgehaltes unterscheidet man oligotrophe (nährstoffarme) Maare (Weinfelder Maar) und eutrophe (nährstoffreiche) Maare (Schalkenmehrener Maar, Meerfelder Maar, Holzmaar). Zu den eutrophen Maaren zählen auch das Immerather Maar und das Ulmener Maar, die SCHMIDT-RIES (100) wegen ihrer vulkanischen Quellen als eine besondere Gruppe abtrennt.

Eine dritte Art von Maargewässern weist humös-dystrophen Charakter auf, gekennzeichnet durch niedrigen pH-Wert, Bakterienarmut und hohen Gehalt an Braunhuminsäuren sowie geringe Mengen mineralischer Nährstoffe. Sie entwickeln sich wie das Strohnärlächen und das Dürre Maar am Holzmaar zu Hochmooren. Bei anderen wurde diese Entwicklung durch Meliorationsmaßnahmen und Torfentfernung oder beides verzögert bzw. geändert. Beispiele dafür sind der Dreier Weiher, das Immerather Maar, das Windsborn, das Hinkelsmaar, die Hütsche, das Mosbrucher Maar, der Jungfernweiher bei Ulmen, die Mürmeswiese und das Sprinker Maar. Aus ihnen entstanden je nach Veränderung eutrophe oder dystrophe Flachmoore und Seen, Sauerwiesen oder Grasland (99, 100).

Entsprechend den verschiedenen Bodentypen und der Einwirkung des Menschen weisen die Maare recht unterschiedliche Vegetation auf.

Übersicht II: Kurze Beschreibung der Maare und Dolinen, an denen Untersuchungen durchgeführt wurden
(E = Osten, N = Norden, S = Süden, W = Westen)

Nr.	Ort der Probeentnahme	Gesteinsgrundlage	Bodenart	Bioto	kurze Charakteristik
I 1	Windsborn	W	Zwischenmoor-	Schwingwiesen	dystrophes Flachmoor, abfluß-
2	Seeufer	S	torf		loser See
3		E			(früher ausgetorft)
4		N			
II 1	Hinkelamaar	W	Schwarzboden	Flachmoor	dystrophes Flachmoor,
2	Moorrand	E		(Caricetum	in der Mitte einige
3		NW		lasiocarpae)	inselartige Hochmoor-
					bildungen (vor ca.
					100 Jahren ausgetorft)
III 1	Strohner	W	Braunerde	Üdland	dystrophes Hochmoor
2	Mägrchen	W		Acker	mit randständigem,
3		E		Wiese	abflußlosem Laggürtel
4	Moorrand	W		Seggenwiese	
5		E		(Caricetum	
6		N		lasiocarpae)	
7	Zwischenmoor	W	Seggentorf	Zwischenmoor	
8		E	mit hohem	(Caricetum	
9		N	Sphagnu-	limosae)	
10	Hochmoorbülte		anteil		
11	Schlenke		Hochmoortorf	Hochmoor	
				(Sphagnum	
				meedii etru-	
				belli)	

Fortsetzung: Übersicht II

Nr.	Ort der Probenentnahme	Gesteinsgrundlage	Bodenart	Biotop	kurze Charakteristik
IV 1	Dürres Maar am Holzmaar	Devon mit vulkanischen Sanden, z.T. Tuffe als Hangschutt	Braunerde	Seggenwiese (Carexetum fuscae)	wie III
2	Zwischenmoor		Seggentorf mit hohem Sphagnanteil	Zwischenmoor (Carexetum limosae)	
3					
4	Hochmoor		Hochmoortorf	Hochmoor (Sphagnum med. et rub.)	
V 1	Meerfelder Maar	Hang: Devon und einige Buntsandsteinformationen	Grobsand	wenig verlandetes Ufer	eutropher Maarsee, im Westen steil abfallendes Ufer, im Osten durch Senkung des Seespiegels entstandene Sauerwiesen, die zum Seeufer hin in Schwingwiesen übergehen
2		E ₁	wenig zersetzter organischer Boden	Sauerwiese	
3	20 m land-	E ₂	Schwarzboden		
4	40 m ein-	E ₃			
5	60 m wärts	E ₄			
VI 1	Schalckenmehrener	Hang: Devon mit basalt. Aschen vermischt	Flachmoortorf	eutrophes Flachmoor	
2	Maarmoor	Grund: Alluvium			

Fortsetzung: Übersicht II

Nr.	Ort der Probenentnahme	Gesteinsgrundlage	Udenart	Biotop	kurze Charakteristik
VII 1 2	Mürneswiese	Devon	Flachmoortorf über tonigem Lehm	eutrophes Flachmoor	
VIII 1	Mosbrucher Maar	Devon, basalt. Aschen, Lapille und Schlacken	Flachmoortorf über tonigem Lehm	eutrophes Flachmoor	
IX	Hütsche	Devon	humüser, to- niger Lehm	Seggenwiese	durch Austorfen ent- standen
X	Sprinker Maar	Grund: Alluvium	Braunende	Weide	nach Osten offene, halbkreisförmige Er- weiterung des Alf- bachtals
XI 1 2	Dreiser Weiher	Hang: mit vulk. Aschen, z.T. be- decktes Devon Grund: Alluvium	humüser, to- niger Lehm	Seggenwiese	durch Entwässerung entstanden

Fortsetzung: Übersicht II

Nr.	Ort der Probenentnahme		Gesteinsgrundlage	Bodenart	Biotop	kurze Charakteristik
XII 1 Holzmaar	Ufer		Devon, z.T. mit vulk. Aschen bedeckt	Braunerde	Seggenwiese	im Südwesten aufgestauter eutropher See
	Teichboden Rand			Gyttja	abgelassener Teich	
	Teichboden Mitte					
XIII 1 Immerather Maar	Böschung	E1	Devon, vulkanische Tuffe als Hangschutt	Braunerde	Üdland (Busch)	flacher, eutropher See mit vermuteten Quellen vulkanischen Ursprungs
	Verlän-	E2		rezenter Dy	Verlandungszone eines eutrophen Gewässers	
	dungszone	W				
		NW				
XIV 1 Ulmen	Jungferweiher		Devon	rezenter Dy	Verlandungszone	aufgestauter ehemaliger Torfstich
	Abflußgraben				sumpfige Wiesen	verbindet Jungferweiher mit Maar
	Maar				Magerassen	Maarsee mit vulkanischen Quellen

Fortsetzung: Übersicht II

Nr.	Ort der Probenentnahme		Gesteinsgrundlage	Bodenart	Biotop	Kurze Charakteristik
XV 1	Weinfelder Maar	Hang				
	2		SE	mit vulk. Aschen, grobsandige z.T. überlagertes Braunerde Devon	Üdland (Magerassen)	oligotropher See
	3		SW			
	4		NW			
	5	Ufer	E	gröbsandiger Schlack	wenig bewachsenes Ufer	
	6		SW			
XVII 1	Doline bei Oberhersdorf	Rand Grund	W	Dolomit (Oberdevon)	Weide	Doline
	2		E			
XVIII 1	Doline bei Weyer	Rand Grund	W	Dolomit (Mitteldevon)	Weide	Doline
	2					
XVIII 1	Doline bei Thuir	Rand Grund	W	Dolomit (Muschelkalk)	Üdland	Doline
	2		E			

Die Kraterwände sind meist forst- oder landwirtschaftlich genutzt. Liegen sie als Ödland vor, trifft man dort infolge des hohen Basengehaltes des Bodens eine verarmte Kalktrifflora an (105). Am Grund der Maare findet man je nach Art des vorhandenen Gewässers die Pflanzengesellschaften der Hoch- und Flachmoore, des Litorals, der Sauer- und Seggenwiesen. Eine eingehende Beschreibung der Flora der Maare gibt SCHWICKERATH (105, 106).

b) Die Kalkgebiete

Kalkgebiete in der Eifel liegen als sog. "Eifelkalkmulden" entlang einer Linie von Trier nach Zülpich sowie in der Trier-Luxemburg'schen Triasbucht und dem Kommer- u. Mechernicher Triasdreieck. In den Eifelkalkmulden werden mittel- und oberdevonische Kalke, Mergel und Dolomite angetroffen sowie auch vereinzelt Formationen des Muschelkalkes. Die Kalke der Triasgebiete sind erdmittelalterlichen Ursprungs (2). Das Klima ist auch hier gemäßigt atlantisch. Als Hauptwindrichtungen herrschen wie in der Vulkaneifel Südwest bis Nordwest vor. Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 700 - 850 mm und liegt etwas niedriger als in der Vulkaneifel (24, 26). Die Böden stellen entsprechend der Gesteinsgrundlage Rendzinen unterschiedlicher Ausbildung dar (69, 112). Die Pflanzengesellschaften gehören den Kalktriffloren an (90, 105). Übersicht 2 (Seite 26-30) gibt eine Zusammenstellung der Geologie, Bodenbeschaffenheit, Biotop sowie kurze Beschreibungen der untersuchten Maare und Dolinen und der Entnahmestellen für Boden- und Pflanzenproben.

2. Auswahl der Proben

a) Bodenproben

Die Bodenproben wurden unter Berücksichtigung des örtlichen Klimas, der einzelnen Bodentypen, der Topographie der Landschaft und der hydrographischen Bedingungen ausgewählt. Grundsätzlich erfolgte die Probenentnahme an der Ost- und Westseite am Grunde der Maarkessel, um eine Probe von der Luv- und von der Leeseite zu erhalten. Abwei-

chende und zusätzliche Stellen ergaben sich bei Änderung des Landschaftsreliefs, wodurch unterschiedlich große Wassereinzugsgebiete durch verschieden große Maarwände oder Zu- oder Abfluß von Fließgewässern und unterschiedliche Erosion und Windexposition berücksichtigt werden konnten. Dem Einfluß des Bodentyps wurde durch Entnahme von Proben verschiedener Böden Rechnung getragen. An Dolinen wurde je eine Probe am Westrand und am Grund entnommen.

b) Pflanzenproben

Die Entnahme von Pflanzenproben erfolgte nach Ermittlung des ^{137}Cs -Gehaltes des Bodens an den gleichen Stellen.

Die Auswahl der Pflanzen war durch die vorhandene Charakterflora bestimmt. Nach Möglichkeit wurden solche Pflanzen ausgewählt, die an mehreren Stellen vorhanden waren, um den Einfluß verschiedener Bodentypen auf ihre ^{137}Cs -Kontamination zu prüfen. Erwies sich der ^{137}Cs -Gehalt des Bodens zu gering, wurde auf Pflanzenproben verzichtet. Bei hohem ^{137}Cs -Gehalt wurden zur Prüfung des Einflusses von Habitus, Physiologie, Lebensweise, Wurzeltiefe und ähnlichem, mehrere Pflanzenarten entnommen, nach Möglichkeit tief- und flachwurzeln- de sowie einjährige und perennierende Spezies. Anhand von zwei Pflanzenproben vom Hangfuß des Windsborns und dem Rand der Mürmeswiese sollte sich zeigen, ob der benachbarte organische Boden die ^{137}Cs -Aufnahme von Pflanzen beeinflusst.

3. Entnahme und Behandlung des Probenmaterials

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte im Juli 1971 zu Beginn einer Trockenperiode, die der Pflanzen am Ende der Vegetation im Oktober. An jeder Entnahmestelle wurden jeweils etwa 3 kg Boden aus den Schichten von 0 - 5 cm, 5 - 10 cm und 10 - 20 cm entnommen, von Pflanzenwurzeln und groben Steinen befreit und anschließend luftgetrocknet. Nach Zerkleinerung wurde die Bodenprobe durch ein Sieb mit der Maschenweite 0,5 x 0,5 cm passiert und im Trockenschrank bei 106° C

bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Von den Pflanzen wurden die oberirdischen Teile gesammelt, nach Lufttrocknung in Aluminiumschalen zerkleinert und im Trockenschrank bei 106°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

4. Meßgeräte und Messungen

Von allen Bodenproben wurde der Gehalt an ^{137}Cs , Kalium und organischer Substanz sowie der pH-Wert bestimmt, bei Pflanzen der Gehalt an ^{137}Cs und Kalium.

Die Messung des pH-Wertes erfolgte mit einer Glaselektrode in wässriger Boden-Kaliumchlorid-Suspension (1,0 : 2,5), einem in Deutschland üblichen Verfahren (96).

Der Gehalt an organischen Bestandteilen des Bodens wurde über seinen Kohlenstoffgehalt bestimmt, wobei nach SCHAUER et.al. (95) 58 % Kohlenstoff für 100 % organische Bestandteile zugrunde gelegt wurden. Die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes geschah durch Verbrennung der im Boden vorhandenen organischen Bestandteile bei 900°C bzw. in kalkhaltigen Böden bei 600°C . Das entstandene Kohlendioxyd wurde einer Elektrolytzelle zugeleitet. Als Maß für den Kohlenstoffgehalt diente die durch das eingeleitete Kohlendioxyd hervorgerufene Spannungsänderung der Elektrolytzelle. Die Messung wurde unter Anleitung im Geologischen Landesamt des Landes Nordrhein-Westfalen durchgeführt.

Der Gehalt an ^{137}Cs und Kalium in Böden und Pflanzen wurde gammaspektrometrisch ermittelt. Dazu stand ein Gammapektrometer, das aus einem 400-Kanal-Impulshöhenanalysator (Intertechnique SA 40 B) und einem Szintillationszähler mit einem $60 \times 60 \text{ mm NaJ (Tl)}$ -Bohrlochkristall (FH 488) und einer Bleiabschirmung (FH 412) von 10 cm Wandstärke bestehend, zur Verfügung. Die eingespeicherten Daten wurden auf einem Oszillographen sichtbar gemacht und über ein Steuergerät (Intertechnique BK 20 I) auf einem Drucker (Addo X) digital ausgedruckt. Zur Messung wurden 200 Kanäle verwendet. Die Einstellung des Gammapektrometers erfolgte so, daß der Peak des ^{40}K bei 1,46 MeV noch

vollständig eingespeichert wurde; daraus ergab sich eine Kanalbreite von 7,8 KeV.

Die Probeneinwaage zur Gammaskpektrometrie schwankte je nach Dichte zwischen 100 - 1000 g wasserfreien Materials. Alle Proben wurden 200 Minuten in einer Aluminiumringschale mit Plastikeinlage und einem Fassungsvermögen von 1,5 l gemessen. Aus dem erhaltenen Spektrogramm diente die 0,661 MeV-Linie des ^{137}Cs und die 1,46 MeV-Linie des ^{40}K zur quantitativen Auswertung. Der ^{137}Cs -Gehalt der Probe wurde mit einer $^{137}\text{CsCl}$ -Lösung bekannter spezifischer Aktivität verglichen, die der Probe zur zweiten Messung als interner Standard zugesetzt worden war. Die Menge des zugegebenen ^{137}Cs orientierte sich an der Aktivität der Probe.

Die gleichmäßige Verteilung der geringen Menge an Standardlösung (ca. 5 ml) wurde durch Eintropfen und anschließendes Durchmischen des Probenmaterials erreicht. In Vorversuchen war sichergestellt worden, daß eine gleichmäßigere Verteilung der Standardlösung durch Aufschwemmen der Probe in Wasser zu keiner wesentlichen Verbesserung des Meßergebnisses führte.

Der Kaliumgehalt der Probe wurde über den ^{40}K -Anteil durch Vergleich mit einer bekannten Menge Kalium gemessen. Auf die Zugabe von Kalium als internen Standard konnte verzichtet werden, da die Absorption der 1,46 MeV Gammaquanten durch das Probenmaterial den Wirkungsgrad kaum beeinflusste, wie Vorversuche bestätigten. Als Standard wurden 0,1 bis 1 % wässrige Kaliumchloridlösungen verwendet (57).

5. Auswertung der Photopeaks

Die Auswertung der Photopeaks des ^{137}Cs und des ^{40}K geschah nach einer von COVELL (21) beschriebenen Methode über die Peakspitze. Vor der Auswertung wurde der jeweilig benutzte Peakanteil auf seine Reinheit mit dem χ^2 -Test geprüft.

In Bodenproben beeinflusste öfter der Photopeak im Boden enthaltenen ^{226}Ra den des ^{137}Cs . Die Beeinflussung wirkte sich vor allem auf die

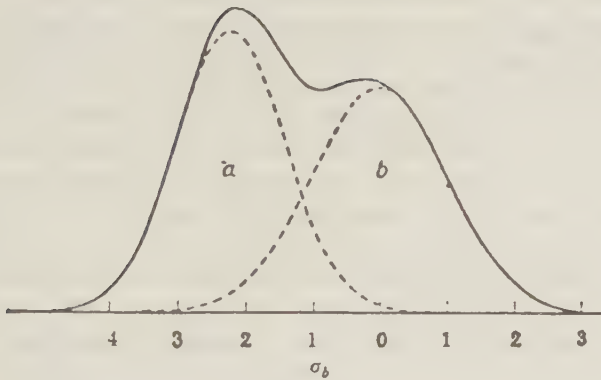


Abb. 6: Überschneidung zweier Photopeaks nach SMITH und BARTLETT (108) nach Subtraktion des Untergrundes
 σ_b (Standardabweichung des Photopeaks b) =
 Halbwertbreite : 2,36

niederenergetische Hälfte des ^{137}Cs -Photopeaks aus (siehe Abb. 6). Der Beitrag zum höherenergetischen Teil betrug nicht mehr als 2 % der Peakfläche des ^{226}Ra . In solchen Fällen wurde nur die hochenergetische Hälfte des ^{137}Cs -Peaks zur Auswertung benutzt, solange seine Form noch der einer Gauß'schen Normalverteilung entsprach. Der von der Gammastrahlung des ^{226}Ra herrührende Flächenanteil wurde von der Peakfläche des ^{137}Cs subtrahiert. Die Fläche des Photopeaks des ^{226}Ra wurde nach der Formel 2 Seite 16 abgeschätzt. Als Maß des Peakmaximums wurde die Differenz zwischen dem unbeeinflussten, hochenergetischen Fußpunkt des ^{137}Cs -Photopeaks und der Peakspitze des ^{226}Ra -Peaks gewertet. Da die Differenz der Energien der Gammaquanten von ^{137}Cs und ^{226}Ra kleiner als 100 MeV ist, konnte für $\omega_{1/2}$ die Halbwertsbreite der ^{137}Cs -Linie gesetzt werden. Der statistische Fehler betrug bei Abwesenheit von ^{226}Ra je nach ^{137}Cs -Gehalt und Probeneinwaage 2 bis 30 % (zumeist 7 %). Er erhöhte sich bei Messungen, in denen ^{226}Ra gefunden wurde, nur unwesentlich. Der

statistische Fehler der Kaliumbestimmung lag meist bei 12 %. Die Reproduzierbarkeit der ^{137}Cs - und Kaliumbestimmung war durch Vorversuche bestätigt worden.

D. E R G E B N I S S E

1. Bodenproben

Die Meßergebnisse der Bodenproben sind in den Tabellen I a - d, Seite 44 - 53 zusammengestellt. Sie enthalten die ^{137}Cs - und K-Gehalte bezogen auf 100 g Trockensubstanz (TS) sowie den prozentualen Anteil der organischen Masse an den einzelnen Böden und deren pH-Werte in 0 - 5 cm, 5 - 10 cm und 10 - 20 cm Tiefe. Die einzelnen untersuchten Maere und Dolinen wurden mit römischen Ziffern, die dort an verschiedenen Stellen entnommenen Proben mit arabischen Ziffern gekennzeichnet. Zuerst sind in Tabelle I a die Ergebnisse der Messungen an Maaren mit dystrophen Gewässern zu finden; es folgen in Tabelle I b die mit eutrophen Gewässern und die meliorierten Maare. Die Tabelle I c enthält die Angabe eines Maares mit oligotrophem See. Die Meßergebnisse dreier Dolinen aus verschiedenen Dolomitgebieten der Eifelkalkmulden und des Mechernich-Kommerner-Triasdreiecks sind in Tabelle I d zu finden. Die Entnahmestellen sind aus den Abbildungen 14 - 30 (Anhang) zu ersehen. Sie geben Auskunft über den ^{137}Cs -Gehalt des Bodens sowie über untersuchte Pflanzenspezies und deren ^{137}Cs -Kontamination.

a) ^{137}Cs -Gehalte der Böden

Die höchsten ^{137}Cs -Gehalte wurden generell in den organischen, dystrophen Moorböden vom Strohner Määrchen, Windsborn und Dürren Maar am Holzmaar gemessen. Der mit Abstand höchste Gehalt an ^{137}Cs fand sich mit 6707 pCi/100 g TS in den obersten 5 cm einer Hochmoorbülte des Strohner Määrchens. In den randständigen, nassen Schwingwiesen der drei oben aufgeführten dystrophen Maargewässer lagen die Werte zwischen 1000 und 3600 pCi ^{137}Cs /100 g TS. In diesen Zwischenmooren traten aber auch ^{137}Cs -Gehalte zwischen 500 und 1000 pCi/100 g TS auf, dem Kontaminationsgrad, wie er in Böden der Hochmoorschlenken und den tieferen Schichten der Hochmoorbülden gefunden wurde. Der Übergang von organischen zu mineralischen Böden an den Moorrändern ist sehr unterschiedlich kontaminiert. Die ^{137}Cs -Gehalte reichen von 100 pCi ^{137}Cs /100 g TS bis etwa 1000 pCi ^{137}Cs /100 g TS.

Flachmoore, wie das dystrophe Hinkelsmaar und die eutrophen Moore, Schalkenmehrener Maar, Mosbrucher Maar und Mürmeswiese, wiesen ^{137}Cs -Gehalte von 100 - 600 pCi/100 g TS auf. In Böden von meliorierten Maarmoores (Hütsche) und Maarseen (Dreiser Weiher) mit wenig organischer Substanz wurden etwa 100 pCi ^{137}Cs /100 g TS gefunden. Die an organischen Bestandteilen reichen Sauerwiesen im Osten des Meerfelder Maares wiesen 200 - 1300 pCi ^{137}Cs /100 g TS auf; die höchsten Werte wurden dabei am Ufer des Maarsees gemessen. Wenig ^{137}Cs enthält der Wiesenboden am Grund des Sprinker Maares.

Braunerden verschiedener Ausbildung an den Maarhängen waren mit 40 bis 150 pCi ^{137}Cs /100 g TS kontaminiert. Die Böden der Verlandungszonen der eutrophen Maarseen, Immerather Maar, Westufer des Meerfelder Maares und des Jungfernweiher sowie der Teichboden des Holzmaares enthielten ^{137}Cs -Gehalte von 200 - 800 pCi/100 g TS. Lediglich in der obersten Schicht des Westufers des Meerfelder Maares wurde nur eine ^{137}Cs -Kontamination von 90 pCi ^{137}Cs /100 g TS gefunden. Das Ufer des oligotrophen Weinfelder Maares wies 34 - 137 pCi ^{137}Cs /100 g TS auf.

Im anmoorigen Boden des Grabens, der den Jungfernweiher mit dem Ulmener Maar verbindet, konnten in allen drei untersuchten Schichten 400 - 500 pCi ^{137}Cs /100 g TS gemessen werden. Dagegen zeigte der Boden des gefüllten Entwässerungsgrabens am Dreiser Weiher ^{137}Cs -Gehalte um 100 pCi/100 g TS. Es handelt sich um ein Gewässer mit relativ großer Fließgeschwindigkeit.

Die ^{137}Cs -Gehalte der Rendzineböden der Dolinen liegen zwischen knapp 100 pCi ^{137}Cs und 500 pCi ^{137}Cs /100 g TS. Die höchsten Werte wurden am Grund der kleinsten untersuchten Doline bei Weyer mit sehr humösem Boden ermittelt, die niedrigsten Werte in der größten bei Thuir festgestellt. Der organische Anteil ihres Bodens war vergleichsweise gering.

b) Die laterale Verteilung von ^{137}Cs

In der Spalte IV der Tabellen I a - d ist die Summe der spezifischen ^{137}Cs -Gehalte über das Bodenprofil von 0 - 20 cm Tiefe angegeben. Es

fällt auf, daß die organischen Böden am Grund der Maarkessel mehr ^{137}Cs enthalten als die Maarhänge.

Am Windsborn ist der ^{137}Cs -Gehalt im Westen, wo die Schwingwiesen am weitesten in den See vorgeschoben sind, am größten, der niedrigste wurde in der am wenigsten ausgedehnten östlichen Schwingwiese gefunden. Die größere südliche Schwingwiese besitzt mehr ^{137}Cs als die kleinere nördliche.

Im Norden der Mürmeswiese weist die organische Schicht eine Dicke von 10 cm auf, im Süden aber nur von 5 cm. Sie enthält im Norden doppelt so viel ^{137}Cs wie im Süden. Ähnlich fällt der Vergleich der Bodenproben vom Westen und Osten mit dem Nordwesten des Hinkelsmaares aus.

Im Westen des Dürren Maares am Holzmaar trennt eine freie Wasserfläche den Zwischenmoorgürtel vom Kraterstrand, im Osten dagegen reicht er bis zum Moorrand. Der ^{137}Cs -Gehalt des Zwischenmoorbodens erreicht im Westen nur die Hälfte des Kontaminationsgrades des Ostens.

Die ^{137}Cs -Kontamination des Bodens im Osten des Meerfelder Maares nimmt zum Maarsee hin zu. Eine Zunahme ist auch am Holzmaar vom nicht überstauten Ufer bis zur Mitte des Teichbodens hin feststellbar.

Am Strohner Määrchen steigt der Gehalt an ^{137}Cs vom Hang über Moorrand und Zwischenmoorgürtel bis zum Hochmoor um das 20 - 30fache an. Starke Unterschiede bestehen allerdings an verschiedenen Stellen des Krater- und Moorrandes und des Zwischenmoorgürtels. Die geringste ^{137}Cs -Kontamination wurde im Westen des Strohner Määrchens im Ackerboden gefunden. Bemerkenswert ist die fünfmal größere ^{137}Cs -Menge einer Hochmoorbülte, die im Gegensatz zur benachbarten mit Wasser gefüllten Schlenke zur Zeit der Probeentnahme oberflächlich abgetrocknet war.

Die ^{137}Cs -Kontamination an verschiedenen Stellen der Flachmoore liegt in derselben Größenordnung. Eine Ausnahme machte das bereits erwähnte Hinkelsmaar und die Mürmeswiese.

Für den Einfluß der Ausdehnung der Verlandungszonen eutropher Seen gilt Entsprechendes wie für das dystrophe Windsborn. Die ^{137}Cs -Kon-

tamination steigt mit der Ausdehnung des Litorals. Am Immerather Maar und am Meerfelder Maar ist dies offensichtlich.

Allerdings steht die westliche Verlandungszone des Immerather Maares meist unter Wasser, die im Nordwesten nicht. Hier war abweichend die nordwestliche, kleinere Verlandungszone höher kontaminiert als die größere westliche.

Am Ufer des Weinfelder Maares enthält der Boden im Südwesten und Osten etwa gleich viel ^{137}Cs . Der Boden des Nordwestufers war dagegen auffallend wenig kontaminiert.

Bemerkenswert ist der Unterschied der ^{137}Cs -Kontamination der beiden am Dreiser Weiher entnommenen Proben. Der Boden in der Mitte der entwässerten Sauerwiese erwies sich doppelt so hoch kontaminiert wie der am Entwässerungsgraben.

Große Unterschiede des ^{137}Cs -Gehaltes des Bodens bestehen augenscheinlich auch zwischen dem schlammigen Ufer des Jungfernweiher, dem anmoorigen Boden des zum Ulmener Maar führenden Grabens und der flachgründigen Braunerde am Ufer des Ulmener Maares.

Die ^{137}Cs -Aktivität an den Dolinen verteilt sich bei Oberhersdorf gleichmäßig auf Rand und Grund. An der bei Thuir gelegenen größten untersuchten Doline war der Dolinenrand höher als der Grund kontaminiert. Die kleinste untersuchte Doline bei Weyer zeigte die umgekehrte Verteilung.

c) Vertikale Verteilung und Eindringtiefe von ^{137}Cs

Der ^{137}Cs -Gehalt des Bodens nimmt in den meisten Fällen mit der Tiefe ab. Abweichungen waren in den Zwischenmoorböden des Strohnner Mäarchens und des Windsborns vorhanden. Dort wurde teilweise das Aktivitätsmaximum in der Schicht von 5 - 10 cm festgestellt. Auch am Entwässerungsgraben des Dreiser Weihers, an der Böschung zum Immerather Maar, am Ufer des Weinfelder Maares,

am Westufer des Meerfelder Maares,
am Moorrand des Strohnner Määrchens und
am Grund der Dolinen bei Thuir und Weyer
erwiesen sich die mittleren Bodenschichten am stärksten ^{137}Cs kontaminiert. Nur bei einer einzigen Probe lag das Kontaminationsmaximum in der tiefsten untersuchten Bodenschicht zwischen 10 und 20 cm. Sie war aus dem Ackerboden am Westhang des Strohnner Määrchens entnommen.

Relativ gleichmäßig gestaltete sich die ^{137}Cs -Verteilung über das Profil des anmoorigen Bodens am Graben zwischen Jungferweiher und Ulmener Maar.

Die ^{137}Cs -Gehalte der obersten beiden Schichten im Hochmoorboden des Dürren Maares am Holzmaar unterscheiden sich kaum. Eine etwas aus der Rolle fallende ^{137}Cs -Verteilung wurde am östlichen Hang des Strohnner Määrchens festgestellt; dort war die mittlere Schicht am wenigsten kontaminiert.

Am tiefsten drang ^{137}Cs in die Böden von Hoch- und Zwischenmooren ein; hier wurden in 10 - 20 cm Tiefe noch ^{137}Cs -Gehalte bis 743 pCi/100 g TS angetroffen. Große Eindringtiefen konnten auch in gut drainierten Braunerden an den Maarhängen und an den Moorändern beobachtet werden. Hier enthielten meist alle untersuchten Schichten ^{137}Cs , dasselbe trifft für die Rendzinen am Grund der untersuchten Dolinen zu.

Die geringsten Eindringtiefen wurden im Sprinker Maar, am Ufer des Holzmaares, am Nordwestufer des Weinfelder Maares und im Süden der Mürmeswiese festgestellt; hier waren nur die obersten 5 cm kontaminiert.

Bis 10 cm tief drang ^{137}Cs in die obersten Bodenschichten der meisten Flachmoore ein. Ähnliche Eindringtiefen wurden in der nördlichen Schwingwiese am Strohnner Määrchchen, in der östlichen Schwingwiese des Windsborns und in der westlichen Schwingwiese des Dürren Maares am Holzmaar ermittelt.

An Schilfrohrstellen war das gesamte Bodenprofil kontaminiert (Ostufer des Meerfelder Maares, Dreiser Weiher, Südosten des Schalkenmehrener

Maares). An benachbarten Stellen ohne Schilfrohrwachstum wurde ^{137}Cs nie tiefer als 10 cm angetroffen.

In den sandigen Böden am Westufer des Meerfelder Maares und zum Teil auch am Weinfelder Maar wurde ^{137}Cs ebenfalls noch in einer Tiefe von 20 cm nachgewiesen. In den schlammigen Böden der Verlandungszonen des Immerather Maares und des Jungfernweiher sowie im Teichboden des Holzmaares erwiesen sich nur die obersten 10 cm kontaminiert. Auch in dem lehmigen Boden der Hüttsche drang ^{137}Cs nur etwa 10 cm tief ein. Vom Ackerboden am Westhang des Strohnner Määrchens war nur die unterste untersuchte Schicht von 10 - 20 cm Tiefe kontaminiert.

An den Rändern der Dolinen wiesen die Rendzinen bis in 10 cm Tiefe ^{137}Cs auf. Am Grund der Dolinen konnte es in allen drei untersuchten Schichten angetroffen werden.

d) Gehalt der Böden an organischer Substanz

Wie aus den Tabellen I a - I d zu ersehen, ist das gesamte untersuchte Profil der Hoch- und Zwischenmoore reich an organischer Substanz. Das gleiche gilt für die Sauer- und Schwingwiesen östlich des Meerfelder Maares, den Graben, der Jungfernweiher und Ulmener Maar verbindet, und für einige Stellen der Flachmoore (Schalkenmehrener Maar, Nordost; Mosbrucher Maar, Osten).

Flachmoorböden, zum Teil auch Uferböden von Maarseen und der Teichboden des Holzmaares sind in den obersten Schichten reich an organischer Substanz, während die unteren Schichten viel Ton enthalten.

Unbearbeitete Braunerden erwiesen sich im allgemeinen nur in den obersten Schichten als stark humös. Im Ackerboden verteilt sich die geringe Menge an organischer Substanz über sein ganzes Profil. Der meliorierte Boden der Hüttsche weist in der obersten Bodenschicht 6,5 % organische Bestandteile und 3,7 % in der tiefsten auf. Die entsprechenden Werte am Dreiser Weiher betragen 9,2 % und 6,0 %. Relativ arm an organischer Substanz sind das sandige Ufer des Weinfelder Maares und das Westufer des Meerfelder Maares.

Der höchste prozentuale Anteil an organischer Substanz der Rendzinen wurde am Grund der Doline bei Weyer mit 21,1 % in 0 - 5 cm Tiefe gefunden. Den geringsten Anteil an organischer Substanz, nur 6,8 %, enthielt die oberste Schicht des Randes der Doline bei Thuir. Tiefere Schichten wiesen auch hier den geringeren Gehalt an organischer Substanz auf.

e) Kaliumgehalt der Böden

Der Kaliumgehalt der untersuchten Böden bewegte sich von 2,9 g K/100 g TS in den obersten 5 cm des Bodens der Böschung des Immerather Maares bis $< 0,05$ g K/100 g TS in den Böden der Hochmoore. Das meiste Kalium enthielten die Böden der Ufer der eutrophen Maarseen (Jungfernweiher, Immerather Maar, Meerfelder Maar) sowie der Ackerboden am Westhang des Strohner Määrchens. Unbearbeitete Braunerden wiesen zwischen 1 g und 2 g K/100 g TS auf. In Flachmoorböden betrug der Kaliumgehalt meist weniger als 1 g K/100 g TS. Die niedrigsten, zum Teil unter der Nachweisgrenze gelegenen, Kaliummengen wurden in Hoch- und Zwischenmoorböden gemessen.

Die Kaliumwerte der Rendzinen schwankten zwischen 0,5 g und 2,2 g je 100 g TS. In den Böden mit ausreichend mächtigen Schichten aus organischer Substanz wurde eine Abnahme des Kaliumgehaltes mit zunehmender Tiefe festgestellt. Böden mit nur wenig entwickelter organischer Substanz zeigten eine unregelmäßige Vertikalverteilung des Kaliums. Tiefere Schichten enthielten zum Teil mehr Kalium als die oberen.

f) pH-Werte der Böden

Die pH-Werte der untersuchten Maarböden liegen zwischen 3,2 und 5,8. Die niedrigsten pH-Werte wurden an den Hoch- und Zwischenmooren (3,2), der höchste pH-Wert am oligotrophen Weinfelder Maar gemessen. Flachmoor-, Seeufer-, Teichböden und Braunerden wiesen in Abhängigkeit von ihrem Gehalt an organischer Substanz und Mineralen pH-Werte dazwischen auf. In Rendzinen wurden pH-Werte um pH 7,0 gemessen. Nur am Grund der Doline bei Weyer betrug der pH-Wert 6,0.

Tabelle I a: Gehalte von ^{137}Cs , Kalium, organischen Bestandteilen und pH-Werte der untersuchten Böden von dystrophen Maaren (E = Osten, N = Norden, S = Süden, W = Westen)

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro- Kalium fil g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
I Windsborn					
Westen	5 cm	1069	4374	74,0	3,7
	10 cm	2680		73,8	3,7
	20 cm	625		63,9	3,7
Süden	5 cm	299	2319	71,4	4,6
	10 cm	1407		63,3	4,1
	20 cm	613		47,3	4,1
Osten	5 cm	573	814	75,6	4,0
	10 cm	241		81,6	3,7
	20 cm	-		33,4	4,3
Norden	5 cm	484	1624	82,3	4,1
	10 cm	951		67,0	3,7
	20 cm	189		76,6	3,8
II Hinkelsmaar					
Westen	5 cm	559	740	62,2	4,6
	10 cm	101		35,1	4,8
	20 cm	-		6,2	4,6
Osten	5 cm	530	599	52,4	4,6
	10 cm	69		17,8	4,4
	20 cm	-		3,8	5,2
Nordwesten	5 cm	273	336	16,4	4,7
	10 cm	63		7,5	5,4
	20 cm	-		2,4	5,6

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro- fil	Kalium g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
III Strohner Mäarchen						
Hang Osten	5 cm	157	360	1,9	5,1	5,6
	10 cm	67		1,7	4,4	5,4
	20 cm	136		1,7	5,0	5,3
Hang Westen	5 cm	121	190	1,7	7,4	5,4
	10 cm	69		1,8	5,1	5,4
	20 cm	-		1,6	4,2	5,5
Moorrand W	5 cm	181	1168	1,4	4,9	4,0
	10 cm	910		1,6	6,8	3,7
	20 cm	77		1,9	3,7	4,2
Moorrand E	5 cm	88	312	1,3	9,6	4,7
	10 cm	86		1,3	6,2	4,6
	20 cm	138		1,3	11,7	4,6
Moorrand N	5 cm	109	254	1,6	6,8	4,8
	10 cm	145		1,8	5,8	4,8
	20 cm	-		1,3	5,9	4,4
Zwischenmoor W	5 cm	691	1982	0,8	69,1	3,2
	10 cm	1027		0,8	65,8	3,2
	20 cm	264		0,8	49,8	3,8
Zwischenmoor E	5 cm	852	2352	0,9	70,3	4,2
	10 cm	757		-	55,9	3,6
	20 cm	743		-	51,6	3,5

Fortsetzung: Tabelle I a

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pci/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro- fil g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
III Strohner Määrchen					
Zwischenmoor N					
	5 cm	1560	5284	72,1	4,0
	10 cm	3655		67,4	4,2
	20 cm	69		57,0	4,1
Hochmoorbülte					
	5 cm	6707	7613	62,4	3,3
	10 cm	583		68,2	3,2
	20 cm	323		70,3	3,2
Hochmoorschlenke					
	5 cm	546	1338	69,2	3,3
	10 cm	403		65,2	3,2
	20 cm	389		64,0	3,2
Acker					
	5 cm	-	76	3,6	5,8
	10 cm	-		3,8	5,6
	20 cm	76		3,7	5,6
IV Düries Maar am Holzmaar					
Moorrand Osten					
	5 cm	426	922	2,6	4,6
	10 cm	272		5,1	4,3
	20 cm	224		6,3	4,1

Fortsetzung: Tabelle I a

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro- fil	Kalium g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
IV Dürrs Maar am Holzmaar						
Zwischenmoor W	5 cm	569	668	-	67,7	3,8
	10 cm	99		0,9	66,5	3,6
	20 cm	-		-	71,4	3,8
Zwischenmoor E	5 cm	662	1254	1,5	12,9	3,9
	10 cm	482		1,3	9,6	4,5
	20 cm	110		1,3	12,4	4,2
Hochmoor	5 cm	730	1936	-	61,9	3,2
	10 cm	729		-	69,2	3,2
	20 cm	477		-	85,3	3,2

Tabelle I b: Gehalte von ^{137}Cs , Kalium, organischen Bestandteilen und pH-Werte der untersuchten Böden von eutrophen Maaren (E = Osten, N = Norden, S = Süden, W = Westen)

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro- Kalium fil g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
<u>V Meerfelder Maar</u>					
Westen	5 cm	90	944	5,8	5,8
	10 cm	447		3,4	4,7
	20 cm	407		5,1	4,3
Osten Ufer	5 cm	1240	1682	46,9	4,0
	10 cm	210		30,2	4,4
	20 cm	232		58,3	4,8
20 m landeinwärts	5 cm	1272	1439	65,3	4,5
	10 cm	167		56,4	4,8
	20 cm	-		54,0	4,3
40 m "	5 cm	455	584	51,1	4,6
	10 cm	129		49,9	4,3
	20 cm	-		43,6	4,2
60 m "	5 cm	231	374	32,5	4,4
	10 cm	143		29,2	4,2
	20 cm	-		29,7	4,1

<u>VI Schalkenmehrener Maar</u>					
Nordosten	5 cm	430	537	35,3	5,1
	10 cm	99		20,0	5,4
	20 cm	-		17,0	5,0
Südwesten	5 cm	300	592	13,6	4,9
	10 cm	254		11,5	4,9
	20 cm	30		8,5	5,0

Fortsetzung: Tabelle I b

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro- fil g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
VII Mürmeswiese					
Norden	5 cm	664	790	34,7	4,6
	10 cm	126		21,0	4,0
	20 cm	-		5,1	3,4
Süden	5 cm	116	116	17,7	4,8
	10 cm	-		7,4	4,3
	20 cm	-		4,6	4,3
VIII Mosbrucher Maar					
Osten	5 cm	465	686	42,0	4,8
	10 cm	221		31,1	4,6
	20 cm	-		25,9	4,4
Westen	5 cm	662	715	25,7	4,1
	10 cm	53		13,9	3,9
	20 cm	-		11,4	3,6
IX Hütsee					
	5 cm	111	199	5,6	4,7
	10 cm	88		6,5	4,6
	20 cm	-		3,7	4,7
X Sprinker Maar					
	5 cm	41	41	10,2	4,7
	10 cm	-		7,2	4,5
	20 cm	-		3,1	4,6

Fortsetzung: Tabelle I b

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pci/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro- fil	Kalium g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
XI Dreiser Weiher						
Mitte	5 cm	129	246	1,8	9,2	4,7
	10 cm	89		2,0	6,6	4,7
	20 cm	28		1,8	6,0	4,8
Graben	5 cm	39	123	1,5	8,4	4,7
	10 cm	84		1,0	7,8	4,8
	20 cm	-		2,1	7,2	5,0
XII Holzmaar						
Ufer	5 cm	120	120	1,5	3,6	3,6
	10 cm	-		1,8	13,5	4,0
	20 cm	-		1,0	1,1	3,8
Teichboden Rand	5 cm	263	342	1,0	15,0	4,5
	10 cm	79		1,2	5,5	4,2
	20 cm	-		1,5	2,1	4,0
Mitte	5 cm	436	469	1,5	20,3	4,4
	10 cm	33		1,5	5,3	4,2
	20 cm	-		-	-	-

Fortsetzung: Tabelle I b

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$\sum_{0}^{20}$ Pro-Kalium fil g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
XIII Immerather Maar					
Böschung Osten	5 cm	43	107	6,5	4,2
	10 cm	54		5,09	4,4
	20 cm	10		3,4	4,2
Ufer Osten	5 cm	553	668	19,8	5,0
	10 cm	115		8,8	4,6
	20 cm	-		5,4	4,1
Ufer Nordwesten	5 cm	794	1256	31,9	5,0
	10 cm	462		25,0	5,0
	20 cm	-		11,0	3,9
Ufer Westen	5 cm	309	517	33,4	5,0
	10 cm	208		15,7	4,1
	20 cm	-		8,3	3,2
XIV Ulmen					
Jungfernweiher	5 cm	154	232	10,8	4,8
	10 cm	78		7,6	4,7
	20 cm	-		3,7	4,3
Graben	5 cm	489	1402	35,8	5,6
	10 cm	494		25,1	5,6
	20 cm	419		13,6	5,6
Maar	5 cm	146	146	7,1	4,4
	10 cm	-		-	-
	20 cm	-		-	-

Tabelle I c: Gehalte von ^{137}Cs , Kalium, organischen Bestandteilen und pH-Werte der untersuchten Böden eines oligotrophen Moores (E = Osten, N = Norden, S = Süden, W = Westen)

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$20 \sum_{0}^{\infty}$	Pro- fil	Kalium g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
XV Weinfelder Moor							
Hang	SW						
	5 cm	142		186	1,4	7,1	5,6
	10 cm	44			1,4	4,5	4,8
	20 cm	-			1,5	4,3	5,0
NW	5 cm	71		111	1,3	11,5	5,0
	10 cm	40			1,2	7,4	5,6
	20 cm	-			1,5	6,3	5,1
SE	5 cm	77		141	1,4	6,1	5,4
	10 cm	64			1,4	5,6	5,0
	20 cm	-			1,5	4,0	5,2
Ufer	SW			213	1,6	6,2	5,7
	5 cm	34			2,8	2,5	4,9
	10 cm	81			1,8	3,4	4,7
	20 cm	98					
	5 cm	29		29	2,3	2,6	4,7
	10 cm	-			2,0	1,7	4,5
NW	20 cm	-			2,2	1,7	4,3
	5 cm	67		208	1,6	2,7	4,9
	10 cm	137			1,5	3,5	5,0
E	20 cm	84			1,5	5,2	4,8

Tabelle I d: Gehalte von ^{137}Cs , Kalium, organischen Bestandteilen und pH-Werte der untersuchten Böden von Döllinen (E = Osten, N = Norden, S = Süden, W = Westen)

L a g e :	Tiefe	^{137}Cs in pCi/100 g TS	$\sum_{20}^{\infty}$	Pro- fil	Kalium g/100 g TS	org. Be- standteile in %	pH-Wert
XVI Oberherrsdorf	5 cm	334	449		1,9	16,6	6,6
	10 cm	115			1,4	8,3	7,2
	20 cm	-			1,6	5,5	7,5
	5 cm	223	469		0,8	12,8	7,0
	10 cm	168			1,0	7,8	7,6
	20 cm	78			1,0	4,3	7,2
XVII Weyer	5 cm	137	206		1,2	14,0	6,7
	10 cm	69			1,7	9,1	7,0
	20 cm	-			1,8	6,6	7,0
	5 cm	350	1041		1,2	21,1	6,0
	10 cm	471			2,1	16,8	7,2
	20 cm	220			1,5	9,6	7,2
XVIII Thuir	5 cm	161	224		0,7	6,8	7,2
	10 cm	63			0,7	5,9	7,7
	20 cm	-			0,6	3,6	7,8
	5 cm	59	174		1,7	7,7	7,3
	10 cm	85			1,5	7,8	7,6
	20 cm	30			1,4	6,3	7,6

2. Beziehungen zwischen ^{137}Cs -Gehalt der Böden und ihren übrigen Meßwerten

a) Korrelations- und Regressionskoeffizienten

Für die einzelnen Bodenschichten wurden Korrelationskoeffizienten für den ^{137}Cs -Gehalt und den Gehalt an organischen Bestandteilen bzw. Kaliumgehalt und pH-Wert berechnet. Aufzeichnen der Meßwerte ließ vermuten, daß zwischen ^{137}Cs -Gehalt und organischer Substanz eine doppelt logarithmische, zwischen ^{137}Cs - und Kaliumgehalt bzw. pH-Wert eine einfach logarithmische Abhängigkeit bestehen könnte, was auch MARCKWORDT und LEHR (62) aufgrund ihrer Untersuchungen annehmen. Die aus den Meßergebnissen berechneten Korrelationskoeffizienten belaufen sich auf:

Tiefe (cm)	$\log_{^{137}\text{Cs}}$: $\log$ org. Best.	$\log_{^{137}\text{Cs}}$: K	$\log_{^{137}\text{Cs}}$: pH
0 - 5	0,5216	- 0,6062	- 0,6364
5 - 10	0,7163	- 0,5434	- 0,5521
10 - 20	0,5231	- 0,3234*	- 0,4212*

*) nicht signifikant mit 95 % Wahrscheinlichkeit

Zur Auswertung konnten verständlicherweise nur Bodenproben mit nachweisbarer Menge an ^{137}Cs herangezogen werden, da sonst der Logarithmus des ^{137}Cs -Gehaltes nicht definiert ist.

Alle Korrelationskoeffizienten sind für die beiden obersten Bodenschichten signifikant mit 99,9 % Wahrscheinlichkeit. In der untersten untersuchten Schicht besteht nur für ^{137}Cs und organische Bestandteile eine Korrelation mit 95 % Wahrscheinlichkeit. In den Fällen signifikanter Korrelationen wurden die entsprechenden Regressionskoeffizienten berechnet. Die erhaltenen Regressionsgeraden sind in den Abb. 7 - 13, Seite 56 - 62 eingezeichnet.

Die Regressionskoeffizienten betragen:

Tiefe (cm)	log ¹³⁷ Cs	: log org.S.	log ¹³⁷ Cs	: K	log ¹³⁷ Cs	: pH
0 - 5	+ 0,5397		- 0,4993		- 0,3430	
5 - 10	+ 0,6101		- 0,3594		- 0,2124	
10 - 20	+ 0,5287		-		-	

Aus dem Vorzeichen der Korrelations- und Regressionskoeffizienten ist zu ersehen, daß der ¹³⁷Cs-Gehalt und der Anteil an organischer Substanz der Böden synchron verläuft. ¹³⁷Cs- und Kaliumgehalt bzw. pH-Wert sind negativ korreliert.

Wie aus der Streuung der Meßpunkte um ihre Regressionsgeraden (siehe Abb. 7 - 13, Seite 56 - 62) hervorgeht, entspricht der Regressionsansatz nicht den tatsächlichen Abhängigkeiten. Im Einzelfall sind sehr starke Abweichungen von der Regressionslinie zu erwarten.

b) ¹³⁷Cs-Gehalt und Gehalt an organischer Substanz im Boden

Die Regressionskoeffizienten zwischen den Logarithmen der ¹³⁷Cs-Gehalte und den Logarithmen der Gehalte an organischer Substanz sind in den Schichten 0 - 5 cm und 10 - 20 cm etwa gleich. Dagegen verläuft die Regressionsgerade der mittleren Schicht steiler. Die Anordnung der Meßpunkte um die Regressionslinie zeigt, daß die ¹³⁷Cs-Gehalte organischer Böden meist über der Regressionslinie liegen. Besonders tritt dies in der obersten untersuchten Schicht hervor. Starke positive Abweichungen von der Regressionslinie in der obersten Bodenschicht bestanden bei den Proben vom nördlichen Zwischenmoor und der Hochmoorbülte am Strohnher Määrchen, an den Schwingwiesen im Norden des Windsborns und im östlichen Zwischenmoor und Moorrand des Dürren Maares am Holzmaar sowie am Ostufer des Meerfelder Maares. Auch am Ost- und Nordwestufer des Immerather Maares wurden große positive Abweichungen beobachtet. In der Bodenschicht von 5 - 10 cm sind starke positive Abweichungen am westlichen Moorrand und im gesamten Zwi-

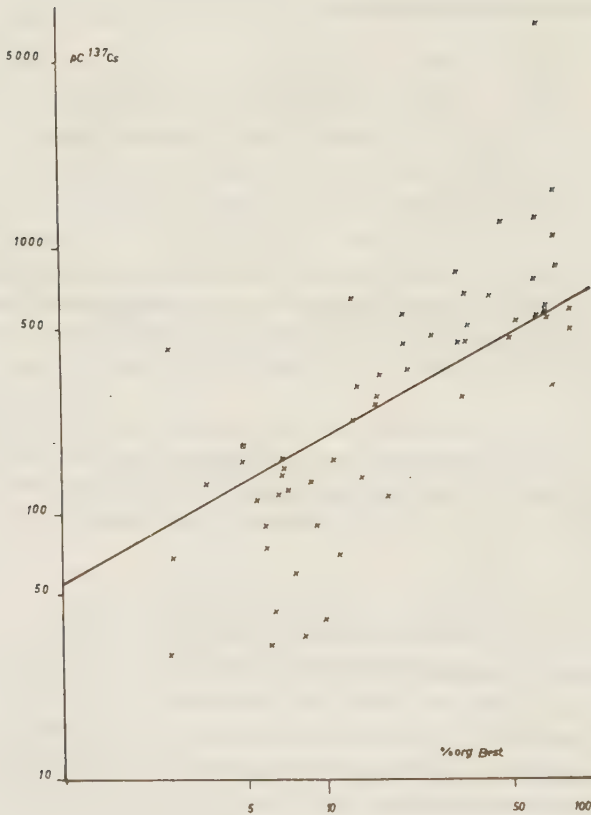


Abb. 7: Abhängigkeit des ^{137}Cs -Gehaltes vom Gehalt an organischen Bestandteilen des Bodens in 0 - 5 cm

schenmoor des Strohnner Määrchens, im Westen des Hinkelmaares, in den westlichen, südlichen und nördlichen Schwingwiesen des Windsborns, im östlichen Zwischenmoor des Dürren Maares sowie am Grund der Doline bei Weyer vorhanden. In der tiefsten untersuchten Bodenschicht be-
saßen die Meßwerte im östlichen Zwischenmoor des Strohnner Määrchens,

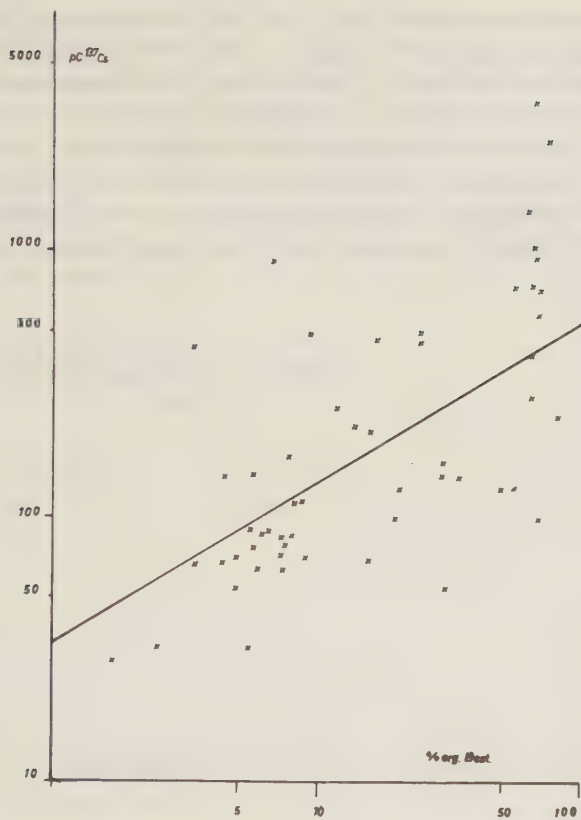
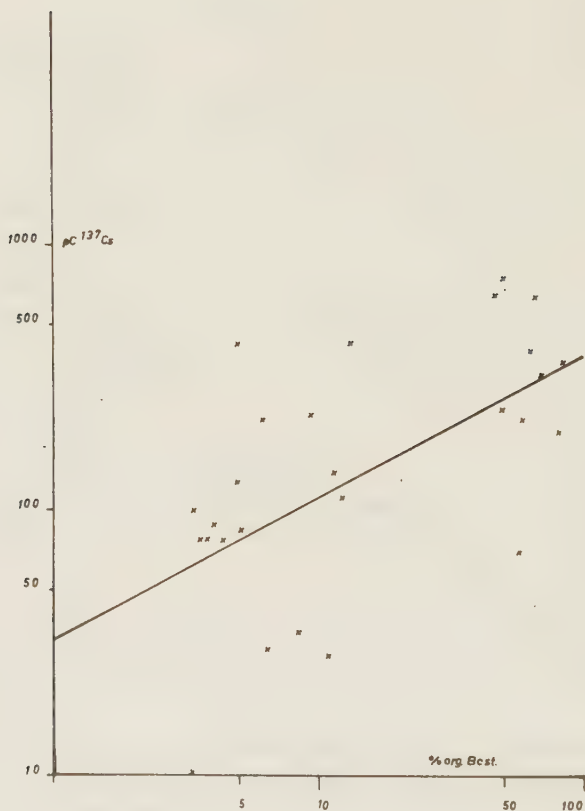


Abb. 8: Abhängigkeit des ^{137}Cs -Gehaltes vom Gehalt an organischen Bestandteilen des Bodens in 5 - 10 cm

am Moorrand des Dürren Maeres am Holzmaar, am Westufer des Meerfelder Maeres, des anmoorigen Grabens zwischen Jungferweiher und Ulmener Maar und am Grund der Doline bei Weyer eine positive Abweichung von der Regressionsgeraden.



Daten des Hinkelmaares, der östlichen Schwingwiese des Windeborns, des westlichen Zwischenmoores des Dürren Maares am Holzmaer, des Weinfelder Maares und der Sauerwiesen in Osten des Meerfelder Maares und des Teichbodens des Holzmaares stark negativ von der Regressionsgeraden ab. Eine starke negative Abweichung wurde auch in der untersten Bodenschicht im nördlichen Zwischenmoor des Strohrer Mährens und im Südwesten des Schalkenmehrener Maares festgestellt. Als negative Abweichungen müssen auch alle Bodenproben angesehen werden, die kein ^{137}Cs enthalten.

c) ^{137}Cs - und Kaliumgehalt der Böden

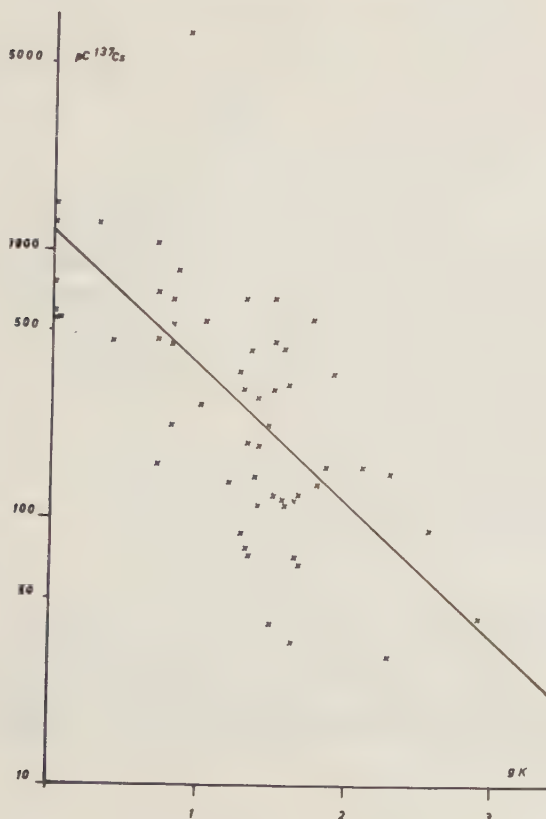


Abb. 10:
Abhängigkeit der
 ^{137}Cs -Kontamination
vom Kaliumgehalt
des Bodens in
0 - 5 cm

Zwischen ^{137}Cs - und Kaliumgehalt der untersuchten Proben besteht in den obersten beiden Schichten eine negative Korrelation. Die Regressionslinie verläuft für die oberste Bodenschicht steiler als für die mittlere Schicht. Abweichungen sind aus den Abb. 10 und 11, Seite 59 und 60 ersichtlich. In der obersten Bodenschicht treten sie vorzugsweise bei Kaliumgehalten $> 2,0$ g K/100 g TS auf, während in 5 - 10 cm Tiefe Abweichungen bei allen Kaliumgehalten vorkommen. In der mittleren untersuchten Bodenschicht streuen die Meßwerte insgesamt stärker um die Regressionsgerade als in der obersten Schicht.

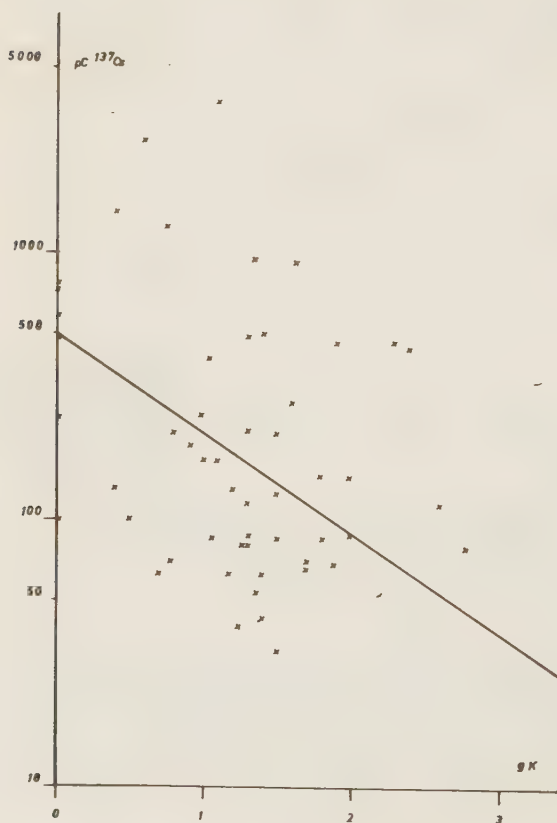


Abb. 11:
Abhängigkeit der
 ^{137}Cs -Kontamination
vom Kaliumgehalt
des Bodens in
5 - 10 cm

d) ^{137}Cs -Gehalt und pH-Wert der Böden

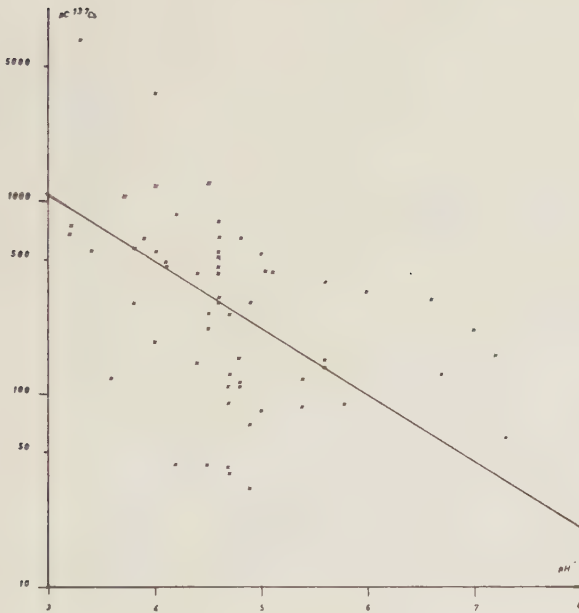


Abb. 12:
Abhängigkeit des
 ^{137}Cs -Gehaltes
vom pH-Wert des
Bodens in
0 - 5 cm

^{137}Cs -Gehalt und pH-Wert sind in den untersuchten Böden für die obersten beiden Schichten negativ korreliert. Die Meßpunkte streuen allerdings im pH-Bereich von 3,2 - 7,8 sehr stark um die Regressionsgerade. Es zeichnet sich aus den Abb. 12 und 13, Seite 61 und 62

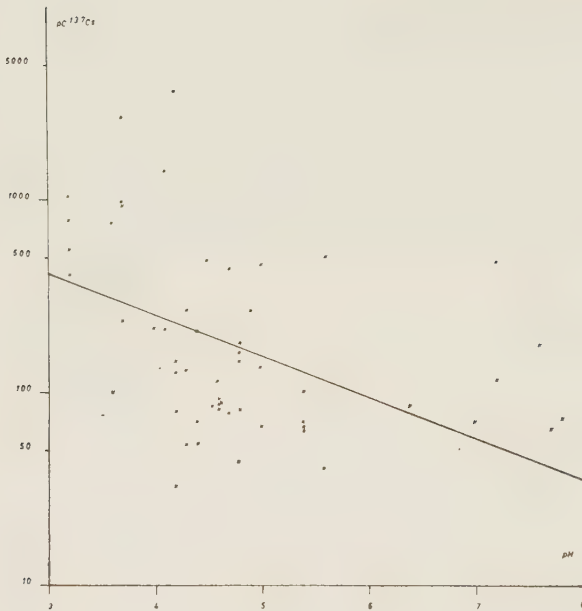


Abb. 13:
Abhängigkeit des
 ^{137}Cs -Gehaltes
vom pH-Wert des
Bodens in
5 - 10 cm

eine Tendenz zu positiven Abweichungen im unteren und oberen pH-Bereich ab, während die meisten negativen Abweichungen im pH-Bereich zwischen 4,0 - 5,0 zu finden sind.

3. ^{137}Cs - und Kaliumgehalte von Pflanzen

Die Tabellen IIa - d, Seite 63 - 71, geben Aufschluß über die ^{137}Cs -Konzentrationen von Pflanzen, an deren Entnahmestellen der Boden vorher auf seinen ^{137}Cs -Gehalt untersucht worden war.

Tabelle II a: ^{137}Cs - und Kaliumgehalt untersuchter Pflanzen in $\mu\text{Ci}/100 \text{ g TS}$ bzw. $\text{g}/100 \text{ g TS}$ von dystrophen Maaren

L a g e :		Moo- se	Seg- gen	Bin- sen	Woll- gras	Heide- kraut	Schilf	Schilf- rohr	Di- stel	Minze	Grami- neen	Brenn- nesseln
I Windsborn												
Ufer	Westen	^{137}Cs K	539	xx	511	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	-	xx	0,08	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Ufer	Süden	^{137}Cs K	xx	xx	565	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	xx	xx	1,6	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Ufer	Süden	^{137}Cs K	2053	xx	211	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	-	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Ufer	Süden	^{137}Cs K	xx	xx	146	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	xx	xx	1,1	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Ufer	Osten	^{137}Cs K	xx	xx	436	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	xx	xx	0,07	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Ufer	Norden	^{137}Cs K	xx	xx	674	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	xx	xx	0,05	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
II Hinkelmaear												
Ufer	Osten	^{137}Cs K	xx	579	225	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	xx	0,4	0,33	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Ufer	Süden	^{137}Cs K	xx	551	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Ufer	Norden	^{137}Cs K	xx	+	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	Hangfuß	^{137}Cs K	xx	1,1	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx

Fortsetzung: Tabelle II a

L a g e :		Moo- se	Sag- gen	Bin- sen	Woll- gras	Heide- kraut	Schilf	Schilf- rohr	Di- stel	Minze	Grani- neen	Brenn- nesseln
III Strohner Mäarchen	137 Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
	137 Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
	137 Cs K	xx	307	113 0,1	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	xx	420	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	xx	0,5	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	xx	178	+	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	xx	0,1	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	674	484	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	-	0,5	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	893	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	137 Cs K	1202 0,5	151 0,1	xx xx	xx xx	xx xx	xx xx	xx xx	xx xx	xx xx	xx xx	xx xx
Hochmoor- bulte	137 Cs K	144	xx	xx	174	1258 0,1	xx	xx	xx	xx	xx	xx
		-	xx	xx	-		xx	xx	xx	xx	xx	xx

Fortsetzung: Tabelle IIa

L a g e :		Moo- se	Seg- gen	Bin- sen	Woll- gras	Heide- kraut	Schilf	Schilf- rohr	Di- stein	Minze	Grami- neen	Brenn- nesseln
IV Dürrer Maar am Holzmaar												
Moorrend	137 Cs	1209	372	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	K	-	0,4	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Zwischen- moor	137 Cs	663	538	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	K	-	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Westen	137 Cs	xx	762	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	K	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Hochmoor	137 Cs	1296	xx	xx	484	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
	K	-	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx

Tabelle II b: ^{137}Cs - und Kaliumgehalt untersuchter Pflanzen in pCi/100 g TS bzw. g/100 g TS von eutrophen Maaren

L a g e :

V	Meerfelder Maar														

	Ufer	Westen	¹³⁷ Cs	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
			K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx
		Osten	¹³⁷ Cs	xx	292	xx	xx	xx	xx	+	xx	xx	xx	xx	-
			K	xx	0,2	xx	xx	xx	xx	0,2	xx	xx	xx	xx	0,4
		Osten	¹³⁷ Cs	xx	+	xx	xx	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx
	20 m		K	xx	-	xx	xx	xx	xx	1,0	xx	xx	xx	xx	xx
		land-	¹³⁷ Cs	xx	-	xx	xx	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx
	40 m	ein-	K	xx	-	xx	xx	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx
		wärts	¹³⁷ Cs	xx	-	xx	xx	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx
	60 m		K	xx	0,1	xx	xx	xx	xx	0,2	xx	xx	xx	xx	xx

VI Schalkenmehrener

Maarmoor

Nord- Osten			Moo- se	Seg- gen	Bin- sen	Woll- gras	Heide- kraut	Schilf	Schilf- rohr	Di- stel	Minze	Grami- neen	Brenn- nesseln
Nord- Osten		^{137}Cs	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
		K	xx	0,7	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	2,6	xx
Süd- Westen		^{137}Cs	xx	-	xx	xx	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx
		K	xx	0,7	xx	xx	xx	xx	-	xx	xx	xx	xx

Fortsetzung: Tabelle II b

L a g e :

XIII Immerather Maar

	Moos	Seggen	Bin sen	Wollgras	Heidekraut	Schilfrohr	Schilfstein	Minze	Gramineen	Brennnesseln
137 Cs K	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
Osten-Büschung	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
137 Cs K	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
Osten-Ufer	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
137 Cs K	xx	xx	565	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Nord-Westen-Ufer	xx	xx	1,1	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
137 Cs K	xx	+	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-
Westen-Ufer	xx	3,5	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	1,8

XIV Uimen

137 Cs K	xx	-	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Jungferweiher	xx	2,4	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
137 Cs K	105	10	+	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Graben	-	0,8	0,9	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
137 Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
Maar	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	2,3	xx

Tabelle II d: ^{137}Cs - und Kaliumgehalt untersuchter Pflanzen in $\mu\text{Ci}/100 \text{ g TS}$ bzw. $\text{g}/100 \text{ g TS}$
von Döhlen

L a g e :

		Moo- se	Seg- gen	Bin- sen	Woll- gras	Heide- kraut	Schilf	Schilf- rohr	Di- stel	Minze	Grani- neen	Brenn- nesseln
XVI	Döline bei Oberharsdorf											
	Rand	^{137}Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	+	xx
	Grund	^{137}Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	0,3	xx
			xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
			xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
XVII	Döline bei Weyer											
	Rand	^{137}Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
	Grund	^{137}Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
			xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
			xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
XVIII	Döline bei Thulr											
	Rand	^{137}Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
	Grund	^{137}Cs K	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	2,3	xx
			xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx
			xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	-	xx

xx = keine Probe entnommen
+ = Photopeak nicht auswertbar
- = kein ^{137}Cs bzw. Kalium nachgewiesen

Nennenswerte ^{137}Cs -Gehalte wurden vor allem in unter dystrophen Bedingungen gewachsenen Pflanzen gefunden, wie Torfmoose (*Sphagnum* spp.), Seggen (*Carex* spp.), Binsen (*Juncus bulbosus*), Wollgras (*Eriophorum* spp.) und Heidekraut (*Calluna vulgaris*). In Brennesseln (*Urtica dioica*), Disteln (*Cirsium palustre*, 1-jährig), Gramineen (Gramineae), Schilf (*Phragmites communis*) und Minzen (*Mentha* spp.) eutropher und oligotropher Böden konnte 1971 kein ^{137}Cs mehr ermittelt werden. Schilfrohr (*Typha* spp.) enthielt nur am Nordwestufer des Immerather Maares eine meßbare Menge an ^{137}Cs , am Ostufer des Meerfelder Maares war ein ^{137}Cs -Peak angedeutet, allerdings nicht auswertbar. Zu vermuten, aber im Bereich der Nachweisgrenze, ist ^{137}Cs auch in Pflanzen einiger Flachmoore und am Rande der Doline von Oberherdorf.

Moose (*Sphagnum* spp.) besitzen im allgemeinen einen hohen ^{137}Cs -Gehalt. Das gleiche gilt für Seggen (*Carex* spp.) und Binsen (*Juncus bulbosus*). Auch Wollgras und Heidekraut aus den Hochmooren des Strohnner Määrchens und des Dürren Maares am Holzmaar enthalten zur Zeit noch beträchtliche Mengen ^{137}Cs . Ein Vergleich verschiedener Pflanzen des gleichen Biotops zeigt, daß Moose im allgemeinen höher als Seggen und diese wiederum höher als Binsen kontaminiert sind. Der ^{137}Cs -Gehalt von Pflanzen liegt teilweise höher und zum Teil niedriger als die ^{137}Cs -Konzentration des Bodens. In Binsen der westlichen Schwingwiese des Windsborns wurde etwa die gleiche spezifische Aktivität ermittelt wie bei den am Rand der Schwingwiese, allerdings schon auf Braunerde, gewachsenen. Binsen von der südlichen Schwingwiese erwiesen sich neunmal stärker kontaminiert als die von benachbarten Braunerden.

Wollgras und Torfmoos aus dem Dürren Maar am Holzmaar enthielten wesentlich mehr ^{137}Cs als die gleichen Spezies von der Hochmoorbülte des Strohnner Määrchens. Im Dürren Maar ist die Hochmoordecke stärker durchfeuchtet als die des Strohnner Määrchens.

An den anderen Maaren konnte ^{137}Cs in meßbaren Mengen nur noch in Seggen der Schwingwiesen am Ostufer des Meerfelder Maares, in Binsen und Rohr vom Nordwestufer des Immerather Maares, in Seggen und Moosen im Süden der Mürmeswiese sowie im Graben am Ulmener Maar nachgewiesen werden.

Angedeutet, aber nicht mehr meßbar, war der ^{137}Cs -Gehalt im Schilfrohr am Ostufer des Meerfelder Maares sowie in 20 m Entfernung davon in Sauerwiesen gewachsenen Seggen. Das gleiche trifft für Seggen des westlichen Teils des Mosbrucher Maares, des Nordens der Mürmeswiese und des westlichen Ufers des Immerather Maares und des Ostufers des Weinfelder Maares sowie für Gramineen vom Rand der Doline bei Oberhersdorf zu.

E. DISKUSSION

1. Verhalten von ^{137}Cs im Boden

a) Messungen an Maaren

Die Ergebnisse bestätigen in der Literatur mitgeteilte Befunde (7, 35, 62, 95), daß Gehalt und Eindringtiefe von ^{137}Cs in Böden mit deren Gehalt an organischen Bestandteilen korrelieren.

Aus der Anordnung der Meßpunkte um die Regressionsgeraden in den Abb. 7 - 9 kann gefolgert werden, daß neben der organischen Substanz auch noch andere Faktoren für die unterschiedliche ^{137}Cs -Kontamination der untersuchten Böden verantwortlich sein müssen.

Ein Vergleich der ^{137}Cs -Gehalte verschiedener Bodentypen im Hinblick auf die topographischen Verhältnisse, die Bodenstruktur, den durchschnittlichen jährlichen Niederschlag und die Wasserführung des Oberflächenwassers, der hydrographischen Verhältnisse sowie der Genese organischer Böden zeigt die ursächliche Bedeutung des Oberflächenwassergehaltes für die ^{137}Cs -Kontamination der untersuchten, meist feuchten Böden. In einem ebenen Gebiet mit gleicher mittlerer jährlicher Niederschlagsmenge kann zunächst eine gleichmäßige ^{137}Cs -Verteilung auf der Oberfläche angenommen werden. In die Mineralböden der Maarhänge eingedrungenes ^{137}Cs dürfte nach der Fixation nicht mehr wesentlich verlagert werden. Die verschieden starke Kontamination der Böden an den Maaren muß deshalb durch eine Verlagerung des ^{137}Cs von kohlenstoffarmen Mineralböden zu organischen Böden verursacht worden sein. Sie kann nur in der Zeit zwischen der Ablagerung des ^{137}Cs auf der Bodenoberfläche und seiner Fixation durch den Boden erfolgt sein.

Die relativ tonreichen Braunerden der Maarhänge sind in unbearbeitetem Zustand wenig drainiert. Ihr relativ niedriger pH-Wert fördert zudem eine Ausschwemmung von Tonteilchen in den Untergrund, die dort schwer wasserdurchlässige Schichten bilden (96). Außerdem nehmen Gesteinsgrundlagen aus Siegener Schichten Sickerwasser nur in geringem Umfang auf (42). Die Böden der Maarhänge besitzen daher neben

einer mäßigen Drainage auch eine relativ geringe Feldkapazität. Die Bodenstruktur und das starke Gefälle der Maarhänge begünstigen eher ein Abfließen des Niederschlagswassers als ein Eindringen in den Boden. Dafür sprechen Beobachtungen von SCHMIDT-RIES (99, 100), daß nach Regenfällen in Maarseen eine starke Gelbfärbung unterschiedlicher Ausdehnung durch erdige Einschwemmungen von den Maarhängen wahrgenommen werden konnten.

Organische Böden nehmen aufgrund ihrer Struktur sehr viel Wasser auf. Das von den Maarhängen durch Oberflächenwasser abgeschwemmte Material reichert sich in organischen Böden am Grund der Maare an.

Der Einfluß von Oberflächenwasser auf die ^{137}Cs -Verteilung erklärt sich vermutlich aus der lateralen Abschwemmung zunächst teilweise auf der Vegetation abgelagerten ^{137}Cs , bevor die Möglichkeit zum tieferen Eindringen in die Mineralschichten besteht. In den Boden eindringendes ^{137}Cs wird zunächst an der obersten organischen Schicht absorbiert. Von hier aus kann es durch Bodenwasser entweder parallel zur Bodenoberfläche verlagert werden oder tiefer in das Profil eindringen. Darüberhinaus können durch Oberflächenwasser Tonteilchen mit fixiertem ^{137}Cs abgeschwemmt werden. Daß ^{137}Cs nach seiner Ablagerung nicht unmittelbar durch den Boden fixiert wird, bestätigen die Beobachtungen von SQUIRE und MIDDLETON (111), die noch ein Jahr nach der Deponierung von ^{137}Cs Stengelbasisabsorption durch Pflanzen feststellten. ROGOWSKI und TAMURA (88) fanden, daß von abgelagertem ^{137}Cs innerhalb eines Jahres bis zu 97 % von mit Gras bewachsenem Boden abgeschwemmt werden kann. Ebenfalls über eine Verlagerung von ^{137}Cs durch Oberflächenwasser berichten PLUMMER und HELSETH (80) wie auch SCHAUER et.al. (95). Eine von RITCHIE et.al. (84) beschriebene laterale Verlagerung von ^{137}Cs entlang der festen Gesteinsgrundlage der Böden dürfte für das Untersuchungsgebiet nicht zutreffen. Die hier vorhandenen tonreichen Böden erwiesen sich im Gegensatz zu den von RITCHIE et.al. (84) untersuchten sandigen Böden nicht über das ganze Profil kontaminiert.

Daher muß angenommen werden, daß an den Maaren das Oberflächenwasser, die Topographie der Landschaft und die unterschiedliche Bodenstruktur

sowohl die hohe Kontamination ihrer organischen Böden verursacht haben, als auch den relativ niedrigen ^{137}Cs -Gehalt der tonreichen Mineralböden der Maarhänge. Diese Faktoren dürften auch ein wesentlicher Grund für die in der Literatur mitgeteilten hohen ^{137}Cs -Gehalte organischer Böden, insbesondere der Moorböden, sein. Bekanntlich entwickeln sich organische Böden immer dort, wo eine Wasseransammlung besteht. Es ist dabei gleichgültig, ob es sich um Verlandungszonen von Gewässern oder eine organische Oberschicht von Staunässeazonen handelt oder ob diese durch abnorm hohen Niederschlag in Verbindung mit einer dafür günstigen Landschaftsform zustande kommt. Der Einfluß der organischen Substanz auf den ^{137}Cs -Gehalt dürfte daher zumindest für feuchte Böden nicht primärer, kausaler, sondern sekundärer Natur sein. Die Ursache liegt eher in der Struktur der organischen Substanz, ihrem hohen Wasserhaltevermögen und ihrer Genese als in anderen Faktoren begründet. Ob sich der Einfluß des Oberflächenwassers bei Bodentypen mit geringem Wasserhaushalt ähnlich stark auswirkt wie in den untersuchten feuchten Böden, kann aufgrund der Untersuchungen nicht ohne weiteres entschieden werden, da sich bei trockenen Böden infolge ihres in der Regel geringen Gehaltes an organischer Substanz, der Fixationsmechanismus der Mineralböden stärker auswirkt.

Bei gleichartiger Ausbildung der organischen Substanz weist der Boden mit dem größten Wassereinzugsgebiet den höchsten ^{137}Cs -Gehalt auf, wie aus einem Vergleich der ^{137}Cs -Gehalte des Westufers des Meerfelder Maares mit dem Ufer des Weinfelder Maares geschlossen werden kann. Gleiches gilt für die verschieden hohe ^{137}Cs -Kontamination der Verlandungszone von Jungfernweiher und Immerather Maar.

Der ^{137}Cs -Gehalt organischer Böden scheint mit ihrer Ausdehnung und Mächtigkeit zuzunehmen. Am Windsborn ist die ^{137}Cs -Kontamination mit dem Umfang der Schwingwiese korreliert. Ähnliches trifft beim Immerather Maar, Mürmeswiese, Hinkelsmaar und Meerfelder Maar zu. Dagegen weisen die Uferzonen des Weinfelder Maares einen nur geringfügig höheren ^{137}Cs -Gehalt als der Hang auf. Infolge der Oligotrophie des Gewässers ist es hier nicht zur Ausbildung einer Verlandungszone gekommen, die von den Hängen abfließendes Wasser aufnehmen und mitge-

föhrtes ^{137}Cs abfiltern kann. Das von den Maerhngen abgeschwemmte ^{137}Cs verteilt sich hier im Wasser des Sees.

An organische Böden grenzende, freie Wasserflächen waschen anscheinend ^{137}Cs aus den Böden aus, wie die Verhältnisse am westlichen Zwischenmoor des Dürren Maares, besonders in den tieferen Schichten, erkennen lassen. Auch die im Vergleich zum Nordwestufer niedrigere Kontamination des Westufers des Immerather Maares kann durch die auswaschende Wirkung des Seewassers bedingt sein, da die größere westliche Verlandungszone meist unter dem Wasserspiegel, die im Nordwesten zum größten Teil über dem Wasserspiegel gelegen ist.

Die Ursache für den unterschiedlichen ^{137}Cs -Gehalt des Ufers am Weinfelder Maar kann aufgrund der vorliegenden Untersuchungen nicht geklärt werden. Nach den Untersuchungen von SCHMIDT-RIES (100) bestehen auch starke Differenzen der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Wassers zwischen dem Nordufer und dem übrigen Ufer, für die er keine Erklärung fand.

Die Eindringtiefe und Verteilung von ^{137}Cs im Profil der untersuchten Böden hängt sehr stark von deren Drainage und Permeabilität ab, andererseits verhindern die Fixationseigenschaften der Tonminerale ein tiefes Eindringen von ^{137}Cs . Da tonreiche, unbearbeitete Böden schlecht drainiert sind, aber ^{137}Cs stark fixieren, kann der Einfluß beider Eigenschaften auf die ^{137}Cs -Verteilung in Mineralböden nicht einzeln erfaßt werden. Daß ^{137}Cs bei einer Verbesserung der Drainage auch tiefer in tonreiche Böden einzudringen vermag, geht aus der ^{137}Cs -Kontamination am Südwesten des Schalkenmehrener Maares und des Dreiser Weiher hervor. Trotz gleichen Bodenprofils wurde hier im Gegensatz zu anderen Flachmooren ^{137}Cs noch in einer Tiefe von 10 - 20 cm festgestellt. An beiden Stellen wächst Schilfrohr (*Phragmites communis*), dessen Wurzeln bis in den tonreichen Untergrund reichen; an ihnen entlang kann ^{137}Cs -haltiges Sickerwasser in tiefere Schichten eindringen. Bekanntlich steigt die Drainage eines Bodens mit zunehmendem Sandgehalt. Der relativ hohe Anteil nicht verwitterter vulkanischer Sande im Boden des Weinfelder Maares und der Bschung des Immerather Maares dürfte das tiefe Eindringen von ^{137}Cs dort erklären.

Die Drainage organischer Böden wird vom Zersetzungsgrad der organischen Substanz bestimmt. Die wenig zersetzte organische Substanz der Hoch- und Zwischenmoore ist gut drainiert, die stark destruierte der in Flachmooren und Verlandungszonen vorkommenden Schwarzböden und rezenten Dy schlechter. Daher dringt ^{137}Cs in Böden aus wenig abgebautem organischem Material tiefer ein als in Schwarzböden und rezenten Dy. Am Ostufer des Meerfelder Meeres ist dies besonders offensichtlich. Hier gehen die aus Schwarzböden bestehenden Sauerwiesen zum See hin in gut drainierte Schwingwiesen über.

Organische und sandige Böden verfügen nicht über die Fixierkapazität der Tonminerale. Für die unregelmäßigen Verteilungen von ^{137}Cs im Bodenprofil in Hoch- und Zwischenmooren sowie an Moorrändern und Seeufern dürften die Strömungen des Bodenwassers und der durch Verdunstung und Regenfälle wechselnde Wasserstand sehr wirksam sein, weil dort die fixierende Wirkung der Mineralböden fehlt.

Zur Zeit der Entnahme der Bodenproben war die Hochmoorbülte im Strohnerr Määrchen durch starke Sonneneinstrahlung und hohe Lufttemperatur abgetrocknet, während die benachbarte Schlenke unter Wasser stand. Das in der Bültenoberfläche durch Verdunstung entstandene Wasserdefizit mußte durch kapillaren Aufstieg aus dem Unterboden ersetzt werden, wobei im Boden vorhandenes ^{137}Cs mit dem Wasser in die oberste Schicht verlagert und dort zu einer hohen Konzentration angereichert wurde. Dagegen unterschied sich der ^{137}Cs -Gehalt der tieferen Schichten kaum von der benachbarten Schlenke. Der außergewöhnlich hohe ^{137}Cs -Gehalt in den obersten 5 cm der Hochmoorbülte scheint nicht immer zu bestehen. Darauf deutet der relativ niedrige ^{137}Cs -Gehalt der dortigen Pflanzen hin. Wesentlich stärker waren die gleichen Pflanzenarten im Dürren Maar am Holzmaar kontaminiert. Die unterschiedlichen ^{137}Cs -Gehalte der Pflanzen beider Hochmoore dürften auf der geringen Gliederung der Hochmoordecke des Dürren Meeres in Bülden und Schlenken beruhen, die dadurch auch konstant feucht ist.

Der relativ niedrige ^{137}Cs -Gehalt der obersten 5 cm des Bodens am Entwässerungsgraben des Dreiser Weiher dürfte auf Abschwemmung durch fließendes Wasser beruhen.

Die Verteilung und der niedrige ^{137}Cs -Gehalt im Acker am Strohner Määrchen kann durch Auswaschung und den von VAN WIJK und BRAAMS (116) beschriebenen Furcheneffekt erklärt werden.

Bei Wiesen gelangt ^{137}Cs zum großen Teil zunächst auf die Pflanzen des Bodens zur Ablagerung. Die kutikuläre Resorption führt nun zu einer geringeren Kontamination des Bodens. Durch Abernten und Abweiden der oberirdischen Pflanzenteile entfällt die im Ödland beobachtete Anreicherung des ^{137}Cs durch abgestorbene Pflanzen. Hierin liegt wahrscheinlich die Ursache für den niedrigen ^{137}Cs -Gehalt des Bodens am Sprinker Maar.

Die negative Korrelation zwischen ^{137}Cs - und Kaliumgehalt in den obersten beiden untersuchten Bodenschichten scheint bei näherer Betrachtung nicht auf einer gegenseitigen Beeinflussung durch unterschiedliche Fixation im Boden zu beruhen. Organische Böden sind von Natur aus kaliumarm, reichern aber durch Oberflächenwasser ^{137}Cs an. Von den relativ kaliumreichen Mineralböden wird ^{137}Cs durch Oberflächenwasser weggeführt. Auch der mengenmäßig sehr große Unterschied beider Alkalimetalle im Boden widerspricht einer meßbaren Abhängigkeit ihrer Verteilung im Bodenprofil.

Die wichtigste Quelle des Kaliums im Boden stellt das bodenbildende Gestein dar. Kalium wird deshalb in gesteinsnahen Schichten höher konzentriert oder unregelmäßig durch die Tätigkeit der Bodenfauna über das Profil verteilt angetroffen. ^{137}Cs aus dem Fallout gelangt zunächst auf die Erdoberfläche und in die oberste Bodenschicht. Da seine Migrationsbereitschaft in Mineralböden nur gering ist, enthalten die tieferen Bodenschichten weniger ^{137}Cs . Auch hier dürfte sich die negative Korrelation nicht durch ein antagonistisches Verhalten von ^{137}Cs und K an den Bodenbestandteilen erklären, sondern durch die anfänglich unterschiedliche Lokalisation.

In verschiedenen organischen Böden war ein gleichsinniges Verhalten von ^{137}Cs und Kalium feststellbar, am deutlichsten an der Hochmoorbülte am Strohner Määrchen.

Die negative Korrelation von ^{137}Cs -Gehalt und pH-Wert dürfte darauf beruhen, daß an ^{137}Cs reiche, saure, organische Böden eine höhere Wasserstoffionenkonzentration besitzen als Mineralböden. Auch hier handelt es sich vermutlich um einen scheinbaren Zusammenhang und nicht um eine ursächliche Abhängigkeit beider Eigenschaften. Über einen geringen Einfluß des pH-Wertes auf den ^{137}Cs -Gehalt von Böden wird auch in der Literatur berichtet (4, 12, 27, 72, 103).

b) Messungen an Dolinen

Rendzinen ähneln in ihrer Struktur, vor allem hinsichtlich des Wasserhaushaltes und der Durchlüftung, Sandböden (96), weshalb eine laterale Verlagerung von ^{137}Cs durch Abschwemmung mit Oberflächenwasser hier nicht im Vordergrund steht. Außerdem entwickeln sich aus den nicht carbonathaltigen Bestandteilen des Dolomits im Laufe der Verwitterung vorwiegend zwei ^{137}Cs stark fixierende Tonarten, Illit und Montmorillonit, die sein tieferes Eindringen in den Boden verhindern, es sei denn, daß zusätzliche Faktoren wirksam werden. Dagegen konnte am Grund der Dolinen von Oberherdsdorf und Thuir eine tiefere Penetration beobachtet werden als am Rand, was ursächlich durch langsame Verdunsten begünstigendes Einsickern von Niederschlagswasser bedingt ist. Da im Gesamtgehalt an ^{137}Cs beider Böden von Dolinenrand und vom Grund der Dolinen kaum Unterschiede bestehen, die vertikale Verteilung im Boden aber verschieden ist, kann hier trotz des starken Gefälles keine Verlagerung von ^{137}Cs vom Dolinenrand zum Grund stattgefunden haben. Ein Grund für die Anreicherung der organischen Substanz sowie den hohen ^{137}Cs -Gehalt am Grund der Doline bei Weyer kann anhand dieser Untersuchungen nicht angegeben werden.

2. Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzen

Bei Pflanzen, die ^{137}Cs enthielten, fiel auf, daß sie auf feuchten Böden, meist sogar im Wasser, wuchsen. Es ist daher anzunehmen, daß hier neben Wurzelaufnahme auch Stengelbasisabsorption von ^{137}Cs stattgefunden haben dürfte, letzteres wurde im wässrigen Milieu auch von BARBER (7) und PENDLETON und UHLER (76) vermutet. Für Moo-

se scheidet eine Resorption durch Wurzeln aus, da sie keine besitzen. Eine Kontamination kommt daher bei ihnen nur über die Oberfläche in Frage.

Pflanzen aus den Zwischenmooren erwiesen sich in der Regel höher kontaminiert als solche von Moorrändern und der leicht abtrocknenden Hochmoorbülte des Strohner Määrchens, was vermutlich auf den höheren Wasserstand des Zwischenmoorgürtels zurückzuführen sein dürfte. Die Aufnahme von ^{137}Cs durch Seggen und Binsen trockener Ränder dystropher Moore erfolgt vermutlich durch in benachbart nasse Moorböden vorgetriebene Wurzeln. Braunerden fixieren bekanntlich ^{137}Cs .

Die Oberfläche der Torfmoose ist immer völlig von Wasser benetzt. Seggen stehen nur mit ihrem Basisteil im Wasser, Binsen wachsen auf feuchten, sauren, gelegentlich gefluteten Böden. Daher nimmt die Möglichkeit der Absorption von ^{137}Cs durch oberirdische Pflanzenteile in der Reihenfolge Moose, Seggen, Binsen ab. Dem Expositionsgrad der Pflanze zum Wasser scheint für die Kontamination der Pflanze eine erhebliche Bedeutung zuzukommen, da in der ^{137}Cs -Kontamination von Moosen, Seggen und Binsen die gleiche Reihenfolge gefunden wurde. Daß in Pflanzen aus Flachmooren meist kein ^{137}Cs mehr nachgewiesen werden konnte, dürfte ursächlich mit dem höheren Kaliumgehalt des Bodens zusammenhängen, da bei hohem Kaliumgehalt im Boden ^{137}Cs von Pflanzenwurzeln diskriminiert wird (35, 36, 37). Bei tief im nicht kontaminierten Untergrund wurzelnden Pflanzen wie Disteln, Schilf, Schilfrohr und Brennesseln unterbleibt eine ^{137}Cs -Aufnahme zwangsläufig. In ihnen konnte deshalb auch kein ^{137}Cs nachgewiesen werden. Der relativ hohe Tonanteil in den Braunerden der Maarhänge und Rendzinen der Dolinen fixiert das vorhandene ^{137}Cs so stark, daß selbst bei feuchten Braunerden die ^{137}Cs -Resorption durch die Pflanzenwurzeln erheblich reduziert wird.

Ein angedeuteter, aber nicht quantitativ auswertbarer ^{137}Cs -Peak im Gammasktogramm einer Reihe untersuchter Pflanzen weist darauf hin, daß viele Pflanzen kleine Mengen von ^{137}Cs aufnehmen, wenn im Boden günstigere Verhältnisse für die Wurzelresorption vorliegen als in

den Braunerden und Rendzinen mit relativ geringem Anteil an organischer Substanz. Die Möglichkeit, daß ein geringer ^{137}Cs -Gehalt im Boden eine Resorption verhindert hätte, existiert nicht, da alle Böden nachweisbare Mengen an ^{137}Cs enthielten. Das spricht für die Bedeutung des Fixationsmechanismus der Böden für die Wurzelaufnahme von ^{137}Cs .

Die vorliegenden Untersuchungen eröffnen Möglichkeiten für eine sichere und dabei doch ökonomische Überwachung der ^{137}Cs -Kontamination von Futter, Nutz- und Wildtieren sowie Lebensmitteln tierischer Herkunft. Ihr Kontaminationsgrad ist primär von der Aufnahme mit dem Futter abhängig. Im Gastrointestinaltrakt von Säugetieren wird ^{137}Cs fast vollständig resorbiert (91).

Bodenbedingte Einflüsse auf den ^{137}Cs -Gehalt der Pflanzen können sich deshalb bei relativ niedriger ^{137}Cs -Umweltkontamination in erheblichem Umfang auf den Kontaminationsgrad der Schlachttiere auswirken. Dekontaminationsversuche an lebenden Tieren nach einer Inkorporierung von ^{137}Cs werden nur in Einzelfällen durchführbar bzw. wirtschaftlich vertretbar sein. Eine spätere Dekontamination von Lebensmitteln tierischer Herkunft ist grundsätzlich mit Erfolg möglich. Sie verursacht allerdings nicht selten eine Gebrauchseinschränkung.

Präventivmaßnahmen bieten sich daher in Fällen erhöhter Umweltkontamination als effektivste und wirtschaftlich sinnvollste Methode zur Reduzierung des ^{137}Cs -Gehaltes von Lebensmitteln tierischer Herkunft an. Dabei ist die Kenntnis der Wechselwirkung von ^{137}Cs mit dem Boden von entscheidender Bedeutung, da sich hier eine Möglichkeit eröffnet, die Nahrungskette Fallout - Boden - Pflanze - Tier - Lebensmittel tierischer Herkunft - Mensch leicht zu unterbrechen.

Schwere, tonreiche Böden, die zur Bildung von Staunässeazonen neigen und damit zur Anreicherung von organischer Substanz, werden im humiden Klimabereich vorwiegend als Wiesen und Wei-

den genutzt. Außerdem bewirkt der reduzierte mikrobielle Abbau bei anaeroben Verhältnissen der Grasnarbe eine starke Vermehrung der organischen Substanz am Oberboden, weshalb hier der prozentuale organische Anteil ungleich höher liegt als in ackerbaulich genutzten und dadurch öfters durchlüfteten leichteren Böden. Die Untersuchungen zeigen, daß Tiere auf Weiden mit solchen Böden wesentlich stärker und länger kontaminationsgefährdet sind als Tiere, deren Futter von Mineralböden stammt. In organischen Böden muß zudem, bedingt durch ihre Fähigkeit ^{137}Cs anzureichern, mit einem längeren Ansteigen der ^{137}Cs -Aktivität nach einer Kontamination gerechnet werden.

Lebensmittel von Schlacht- und Milchtieren, die auf Böden mit hohem Anteil an organischer Substanz geweidet haben, sollten deshalb primär auf ^{137}Cs kontrolliert werden. Bei stärkerer ^{137}Cs -Umweltkontamination wären die Tiere zur Vermeidung gesundheitlich bedenklicher ^{137}Cs -Aktivitäten von solchen Weiden längere Zeit fernzuhalten. KNOOP et.al. (55) berichteten von einem 4 - 8-fach höheren ^{137}Cs -Gehalt in der Milch von Kühen die im Sommer 1969 auf Moorwiesen geweidet hatten.

Die Untersuchungsergebnisse geben, obwohl sie zum großen Teil von viehwirtschaftlich nicht nutzbaren oder nur bedingt brauchbaren Böden gewonnen wurden, Aufschluß über die Kontamination von Schlachttieren mit ^{137}Cs via Boden. Auf Mineralböden gelangt die Aufnahme von ^{137}Cs durch Pflanzen offensichtlich früher zum Abschluß.

Die Gefahr einer stärkeren Kontamination von Nutztier und Lebensmittel tierischer Herkunft auf Mineralböden ist wesentlich geringer und auch kürzer, weshalb sie auch wieder rascher beweidet werden können. Die vermutlich am stärksten ^{137}Cs -kontaminationsgefährdeten Areale eines Kontrollgebietes sind Bodenkarten zu entnehmen. Unter Einbeziehung der Niederschlagsverhältnisse (Niederschlagskarten), Haltungs- und Fütterungsbedingungen (Bodennutzungskarte u.a.) erlauben sie eine gezieltere Probenentnahme zur Überwachung von Lebensmitteln tierischer Herkunft auf ^{137}Cs , insbesondere in Fleisch und Fleischprodukten, als es ansonsten möglich ist.

F. ZUSAMMENFASSUNG

- 1) Zur Untersuchung der Verteilung von ^{137}Cs in unterschiedlichen Bodentypen und deren Auswirkung auf die Pflanzenkontamination wurden im Juli 1971 Boden- und Pflanzenproben von 14 Maaren unterschiedlichen Charakters, einem Weiher, einem Graben der südlichen Vulkaneifel sowie dreier Dolinen aus Kalkgebieten der westlichen Eifel auf ihren ^{137}Cs -Gehalt untersucht und speziell die Abhängigkeit der ^{137}Cs -Verteilung im Bodenprofil vom organischen Anteil, Kaliumgehalt und pH-Wert des Bodens überprüft.
- 2) Die Messung von ^{137}Cs und Kalium in Böden und Pflanzen erfolgte gammaskpektrometrisch in Ringschalen; der Gehalt an organischen Bestandteilen der Böden wurde über den Kohlenstoffanteil, der pH-Wert mit einer Glaselektrode gemessen.
- 3) Die Eindringtiefe und der Gehalt an ^{137}Cs ist in den untersuchten Böden mit ihrem Anteil an organischer Substanz positiv korreliert.
- 4) Zwischen ^{137}Cs - und Kaliumgehalt sowie zwischen ^{137}Cs -Aktivität und pH-Wert wurde in den obersten 10 cm des Bodens eine negative Korrelation ermittelt.
- 5) Die Ergebnisse zeigen ferner, daß der Gehalt an organischer Substanz, an Kalium sowie der pH-Wert des Bodens keinen primären, kausalen Zusammenhang mit seinem ^{137}Cs -Gehalt erkennen läßt. Für die Verteilung und Eindringtiefe von ^{137}Cs in feuchte Böden aus Hochmooren, anmoorigen Böden, Braunerden und Rendzinen scheinen das Oberflächenwasser, die Textur und Sorptionseigenschaften der Böden sowie die Topographie der Landschaft von ursächlicher Bedeutung zu sein.
- 6) Fließende Gewässer sowie Bodennutzung führen zu einer Reduzierung des ^{137}Cs -Gehaltes und zum Teil zu einer Änderung des Verteilungsmusters. Der Einfluß stehender Gewässer auf die ^{137}Cs -Kontamination ist komplexer Natur.

7) Hoher Wassergehalt, niedrige Fixationskapazität und geringer Nährstoffgehalt des Bodens - vorwiegend Böden mit hohem Anteil an organischer Substanz - begünstigen die Wurzelaufnahme und die Stengelbasisabsorption des ^{137}Cs bei Pflanzen. Seine Aufnahme ist um so größer, je mehr oberirdische Pflanzenteile unter Wasser stehen. Pflanzen von Moorrändern können ^{137}Cs durch Vortreiben von Wurzeln in feuchte Moorböden resorbieren.

8) Pflanzen von normal feuchten Böden mit meist hoher Fixierkapazität und/oder hohem Nährstoffgehalt enthalten zum Zeitpunkt der Untersuchung gammaspektrometrisch nicht mehr einwandfrei erfaßbare Konzentrationen an ^{137}Cs .

F. SUMMARY

- 1) For the purpose of examining the distribution of ^{137}Cs in different types of soil and their effects on the plant contamination, soil and plant samples of 14 crater lakes of different character, a pond, a trench of the southern volcanic part of the Eifel as well as three dolines from limey parts of the western Eifel were examined in July 1971 with reference to their ^{137}Cs contents, and a special probe was made into the dependence of the ^{137}Cs distribution in the ground profile on the organic proportion, potassium contents and pH value of the soil.
- 2) The reading of ^{137}Cs and potassium in soils and plants was obtained gamma spectrometrically in ring cups; the contents of organic ingredients of the soils was ascertained via the carbon proportion, the pH value by means of a glass electrode.
- 3) The extent of the penetration and the ^{137}Cs contents of the soils examined is positively correlated with their proportion of organic substance.
- 4) In the top 10 cm of the ground a negative correlation was found between ^{137}Cs and potassium contents as well as between ^{137}Cs activity and pH value.
- 5) The results show furthermore, that the contents of organic substance, of potassium as well as the pH value of the soil, does not indicate any primary causal connection with its ^{137}Cs contents. For the distribution and penetration of ^{137}Cs in moist soils from high moors, moory grounds, brown soils and rendzines, the surface water, the texture and absorbent qualities of the soils as well as the topography of the region seem to be of causal significance.
- 6) Flowing waters and cultivation of the land leads to reduction of ^{137}Cs contents and partly in a change of the distribution pattern. The influence of still waters on the ^{137}Cs contamination is of a complex nature.

- 7) High water contents, low fixation capacity and low nutrient contents of the soil - predominantly soil with a great proportion of organic matter - favour root absorption and stem base absorption of ^{137}Cs with plants. Its absorption is correspondingly greater, when the surface parts of plants are more under water. Plants which grow on the edge of moors can reabsorb ^{137}Cs by projecting their roots into damp moor-soil.
- 8) Plants from normal moist soils with generally high fixation capacity and/or high nutrient contents, at the time of the examination, contained concentrations of ^{137}Cs which could no longer be accurately ascertained by means of a gammaspectrometer.

H. L I T E R A T U R V E R Z E I C H N I S

1. ADAMS, W.H., C.W. CHRISTENSON und E.B. FOWLER:
Relationship of soil, plant and radionuclides
in: FOWLER, E.B. (Editor)
Radioactive fallout, soils, plants, foods, man
Elsevier Publ. Comp., Amsterdam, London, New York (1965)
2. AHRENS, W. und W. SCHMIDT:
Geologische Übersichtskarte der Eifel 1 : 200.000, mit Erläuterungen
Stollfuß Verlag, Bonn
3. AHRENS, W.:
Der geologische Aufbau des Mosenberges
Verh. Nh. Ver. 86, 111 (1929)
4. AMPHLETT, R.K. und L.A. Mc DONALD:
Equilibrium studies on natural ion-exchange minerals caesium and strontium
J. Inorg. Nucl. Chem. Vol. 2, 403 (1956)
5. ARNOLD, F.W.:
Nature and mode of weathering of soil-potassium reserves
J. Sci. Food Agric. 11, 285 (1960)
6. AUERBACH, S.J. und D.A. CROSSLEY jr.:
Strontium 90 and cesium 137 uptake by vegetation under natural conditions
Proc. Second Internat. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy 18, 494 (1958)
7. BARBER, D.A.:
Influence of soil organic matter on the entry of caesium 137 into plants
Nature 204, 1326 (1964)

8. BARBER, D.A. und W.A. MITCHELL:
The entry of caesium 137 and strontium 90 into the herbage of permanent pasture
ARCRL 12, 59 (1964)
9. BARSHAD, I.:
Cation exchange in micaceous minerals:
II Replaceability of ammonium and potassium from vermiculite, biotite and montmorillonite
Soil. Sci. 78, 57 (1954)
10. BERINGER-MURAWSKI:
Geologisches Wörterbuch
Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 4. Auflage (1957)
11. BELOVA, E.I., H.E. SHARONOV, A.A. MOISÉEV und I.E. MUKHIM:
The behaviour of ¹³⁷Cs in turfpodsollic sandy soils of Ukrainian Polesnya and transfer of ¹³⁷Cs to vegetation and milk
Health Physics 19, 119 (1970)
12. BERGAMINI, P.G., G. PALMAS, F. PIONTELLI und M. RIGATO:
Absorption and distribution of ¹³⁷Cs by trifolium pratense
Health Physics 19, 521 (1970)
13. BERTRAND, G. und D. BERTRAND:
Existence normale du cesium chez les vegetaux
Compt. Rend. Seances Acad. Sci. 229, 453 (1949)
14. BERTRAND, G. und D. BERTRAND:
Existence normale du cesium chez les animaux
Compt. Rend. Seances Acad. Sci. 229, 609 (1949)
15. DE BORTOLLI, M.C. und P. GAGLIONE:
Natural and fallout radioactivity in the soil
Health Physics 17, 701 (1969)

16. BOURDEAU, P., R. CAVALLERO, C. MYTTENAERE und G. VERTAILLE:
Movement of fallout radionuclides in irrigated Ecosystems of
the Po Valley, Italy
Health Physics 11, 1429 (1965)
17. BURRUS, W.R.:
Unscrambling Scintillation spectrometer data
IRE transaction on nuclear
ScienceNs. - 7, 102 (1960)
18. CLINE, J.F.:
Potassium, cesium 137 and rubidium 86 relationship in plant
uptake, soil diffusion rates and irrigation practices
Unclassified AEC research and development report
H.W. 62037 (1960)
19. CLINE, J.F. und F.P. HUNGATE:
Accumulation of potassium, caesium-137 and rubidium-86 in
bean plants grown in nutrient solutions
Plant Phys. 35, 826 (1960)
20. CLINE, J.F.:
Effect of nutrient potassium on the uptake of caesium-137
and potassium and on discrimination factor
Nature 193, 1302 (1962)
21. COVELL, D.F.:
Determination of gamma-ray abundance directly from the
total absorption peak
Anal. Chem. 31, 1785 (1959)
22. CROUTHAMEL, C.E.:
Applied gamma-ray spectrometry
Pergamon Press, Oxford, London, New York, Paris (1969)
23. CUMMINGS, S.L., L. BANKERT, A.R. GARRELT jr. und J.E. REGNIER:
¹³⁷Cs uptake by oat plants as related to the soil fixing
capacity
Health Physics 17, 145 (1969)

24. DEUTSCHER WETTERDIENST:
Klimaatlas von Rheinland-Pfalz
77 Karten, 9 Diagramme und mit Erläuterungen
Bad Kissingen (1957)
25. EAGLE, D.I.:
Potassium availability to plants
Nature 198, 558 (1963)
26. EIFELVEREIN:
Eifelführer - 34. Auflage
Düren (1968)
27. EVANS, E.I.:
Chemical investigation of the movement of fission products
in soil
Report CRER - 792 / AECL 667 (1958)
28. F A O:
Soil map of europe 1 : 2.500.000
Rome (1966)
29. FASSBENDER, H.:
Einführung in die Meßtechnik der Kernstrahlung und die Anwendung
der Radioisotope
Georg Thieme Verlag, Stuttgart (1962)
30. FOWLER, E.B.:
Radioactive fallout, soils, plants, food, man
Elsevier Publ. Comp., Amsterdam, London, New York (1965)
31. FOWLER, E.B. und C.W. CHRISTENSON:
Effect of soil nutrient on plant uptake of fallout
Science 130, 1689 (1959)

32. FRANKLIN, R.E., P.L. GERSPER und N. HOLLOWAYCHUK:
Analysis of gamma-ray spectra from soils and plants:
II Effect of trees on the distribution of fallout
Soil Sci. Soc. Proc. 31, 43 (1967)
33. FRECHEN, J.:
Führer zu vulkanisch-petrographischen Exkursionen im Sieben-
gebirge am Rhein, Laacher Vulkangebiet und Maargebiet der
Westeifel
E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart (1962)
34. FRECHEN, J., M. HOPMANN und G. KNETSCH:
Die vulkanische Eifel
Stollfuß Verlag, Bonn, 3. Auflage (1959)
35. FREDRIKSSON, L., B. ERIKSSON, B. RASMUSON, B. GAHNE,
K. EDVARDSON und K. LÖW:
Studies on soil-plant-animal interrelationship with respect
to fission products
Proc. Second Internat. Conf. Peaceful Uses of Atomic
Energy 18, 449 (1958)
36. FREDRIKSSON, L., R.G. GARNER und S. RUSSEL:
¹³⁷Cs
in S. RUSSEL: Radioactivity and human diet
Pergamon Press, Oxford, London, Edinburgh, Toronto, Paris,
New York, Frankfurt (1966)
37. FREDRIKSSON, L., H. LÖNSJÖ und A. ERIKSSON:
Studies on plant accumulation of fission products under swe-
dish condition
XII Uptake of ¹³⁷Cs by barley and peas from 12 different top
soils combined with 2 subsoils in a long term microplot
experiment
FDA 4 Rapport C 4405 - 28 (1969)
38. FRIEDLÄNDER, G. und J.W. KENNEDY:
Lehrbuch der Kern- und Radiochemie
Verlag Karl Thieme, München (1962)

39. FÜNFER, E. und H. NEUERT:
Zählrohre und Szintillationszähler
Braun Verlag, Karlsruhe (1959)
40. GEISLER, M. und G. BRUMMER:
Ein Beitrag zur quantitativen Auswertung von Gamma-Szintilla-
tionsspektrogrammen
Teil 1 und 2
Atomkernenergie 7, Teil 1, S. 21; Teil 2, S. 60 (1962)
41. GIRGIS, R.K. und R. v. LIESHOUT:
zit. nach 101
42. GRAHMANN, R.:
Die Grundwässer der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung
Forschungen zur deutschen Landeskunde Bd. 104 (1958)
43. GRIM, R.E.:
Clay Mineralogy
Science 135, 890 (1962)
44. GULYAKIN, J.V. und E.V. YUDINTSEVA:
Uptake of strontium, cesium and some other fission products
by plants and their accumulation in crops
Proc. Second Internat. Conf. Peaceful Uses of Atomic
Energy 18, 476 (1958)
45. GUSTAFSON, P.F., L.D. MARINELLI und S.S. BRAR:
Measurement of gamma-ray emitting elements present in soil
ANL - 5829 (1957)
46. HARLEY, I.H.:
Handbuch der Standardverfahren für die Bestimmung von Radio-
nukliden - deutsche Übersetzung
Inst. für anorg. Chemie und Kernchemie der Universität Mainz
Herausgeber: Bundesminister für wissenschaftliche Forschung (1962)

47. HOLLEMANN, A.F. und E. WIBERG:
Lehrbuch der anorganischen Chemie
Walter de Gruyter u. Co., Berlin (1971)
48. HURD, R.G. und G.F. SUTCLIFFE:
An effect of pH on the uptake of salt by plant cells
Nature 180, 233 (1957)
49. JACOBS, D.:
The effect of collaps inducing cations, on the cesium sorption
properties in hydrobiotite
in: International Clay Conference, 1963
edited by: T.H. Rosenquist and P. Graff-Petersen
Pergamon-Press, London
50. JACOBS, D. und T. TAMURA:
The mechanism of ion fixation using radio-isotope techniques
Trans. of the 7th Internat. Congr. Soil Sci. 2, 206 (1960)
51. KECK, G. und W. KROCZA:
Zur Messung von ¹³⁷Cs in Rindfleisch nach der Ringschalenmethode
(Reproduzierbarkeit und Empfindlichkeit)
Zbl. Vet. Med. Beiheft 11, 116 (1966)
52. KLECHKOVSKY, V.M.:
On the Behaviour of Radioactive Fission Products in Soil, their
Absorption by Plants and their Accumulation in Crops
Academy of Science, USSR
(U.S. Atomic Energy Commision translation AEC-tr-2867 / 1956)
53. KLECHKOVSKY, V.M., L.N. SOKOLOVA und G.N. TSELISHCHEVA:
The sorption of microquantities of strontium and caesium in soils
Proc. Second Internat. Conf. Peaceful Uses of Atomic
Energy 18, 206 (1958)
54. KLEIN, W.:
Verschiedene Verfahren der Impulshöhenanalyse
Mitteilungsblätter "Strahlenmeßgeräte"
Friesseke und Hoepfner, Erlangen 6, 53 (1965)

55. KNOOP, E., R. KRÄMER und A. WIECHEN:
Die Überwachung der Radioaktivität der Milch in der Bundesrepublik Deutschland
Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 22, 303 (1970)
56. KOEPPE, P.:
Die Bestimmung der Peak-Lage, des energetischen Auflösungsvermögen und der Peakimpulsrate von Spektren in digitaler Form
Atompraxis 10, 351 (1964)
57. KREUZER, W.:
Zum Einfluß von Haltung und Fütterung auf die Kontamination des Fleisches von Rindern mit ^{137}Cs und zur Methodik ihrer Feststellung
Zbl. Vet. Med. B. 12, 44 (1964)
58. LACY, W.I.:
Laboratory work on certain aspects of the deep well disposal problem
Health Physics 4, 228 (1961)
59. LAZAR, N.H.:
Analysis of gamma ray scintillation spectra for quantitative photon intensities
IRE Transaction on Nuclear Science N.S-5, 138 (1958)
60. LUDWIG, F.:
Radioaktive Isotope in Futter- und Nahrungsmittel
Karl Thieme Verlag, München (1962)
61. MAEDER, D., A.H. WAPSTRA, G.J. NIJGH und L.Th.M. ORNSTEIN:
The even mass isomers in lead
Physica XX, 521 (1954)
62. MARCKWORDT, U. und J. LEHR:
Factors of transfer of ^{137}Cs from soils to crops
Radioecology applied to the protection of man and his environment
Intern. Symp. Commissia Europ. Commymite (Rome 1971)

63. MAREI, A.N., R.M. BARKHUDAROV, N.G. NOVIKOVA, E.V. PETUKOVA,
L.D. DUBOVA und V.M. BRIGAMINA:
Effect of natural factors on caesium-137 accumulation in the
bodies of residents in some geographic regions
Health Physics 22, 9 (1972)
64. MAURUS, P., Th. SCHAUER, W. KREUZER, H. SCHMIDT und L. KOTTER:
Untersuchungen über die unterschiedliche ¹³⁷Cs-Kontamination
des Wildbrets
Zbl. Vet. Med., Beiheft 11, 135 (1968)
65. MEHLHORN, G.:
Grundlagen der Nuclearmedizin für Tierärzte
VEB Gustav Fischer Verlag, Jena (1964)
66. MEHLICH, H. und N.F. COLEMAN:
Type of soil colloid and the mineral composition of plants
Advances in Agron. 4, 67 (1952)
67. MENZEL, R.G.:
Soil-plant relationship of radioactive elements
Health Physics 11, 1325 (1965)
68. MORTLAND, M.M.:
Influence of some organic salts on the absorption of potassium
by vermiculite
Nature 192, 481 (1961)
69. MÜCKENHAUSEN, E. und H. WORTMANN:
Bodenübersichtskarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 300.000
mit Erläuterungen
Herausgeber:
Geologisches Landesamt, Nordrhein-Westfalen (1958)
70. NICHOLSON, W.L.:
Statistics of net-countings-rate estimation with dominant
background corrections
Nucleonics 24, 118 (1966)

71. NISHITA, H., B.W. KOWALEWSKY, A.G. STEEN und K.H. LARSON:
Fixation and extractability of fission products contaminating
varrious soils and clays
I. Sr 90, Y 91, Ru 106, Cs 137 and Ce 144
Soil Science 81, 317 (1956)
72. NISHITA, H., E.M. ROMNEY, G.V. ALEXANDER und K.H. LARSON:
Influence of K and Ca on release of ^{137}Cs from three soils
Soil Science 89, 167 (1960)
73. NISHITA, H., E.M. ROMNEY und K.H. LARSON:
Uptake of radioactive fission products by plants
in: FOWLER, E.B.
Radioactive fallout, soils, plants, foods, man
Elsevier Publ. Comp. Amsterdam, London, New York (1965)
74. NOMMIK, H.:
Fixation and defixation of ammonium in soils
Acta Agric. Scand. 7, 395 (1957)
75. PENDLETON, R.C. und W.C. HANSON:
Absorption of caesium-137 by components of an aquatic community
Proc. Second Internat. Conf. Peaceful Uses of Atomic
Energy 18, 449 (1958)
76. PENDLETON, R.C. und R.L. UHLER:
Accumulation of ^{137}Cs by plants grown in simulated pond, wet
meadow and irrigated field environments
Nature 185, 707 (1960)
77. PFLANZAGL, J.:
Allgemeine Methodenlehre der Statistik II
Götschen Bd. 747/747a (1966)
78. VON PHILLIPSBORN, H.:
Erzkunde
Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart (1964)

79. PLESCH, R.:
Die Minimalwerte der Strahlungsmesstechnik und ihre Abhängigkeit vom Nulleffekt
Atompraxis 7, 300 (1961)
80. PLUMMER, G.L. und P. HELSETH:
Movement and distribution of radionuclides on granitic outcrops within the Georgia Piedmont
Health Physics 11, 1423 (1965)
81. RAKOW, A.:
Tabelle zur Identifizierung unbekannter Gammasppektren
Verlag Karl Thiemig, München (1962)
82. REITEMEIER, R.F.:
Soil potassium advances in Agronomy; Vol. 3
Academic Press Inc., New York (1951)
83. REMY, H.:
Lehrbuch der anorganischen Chemie
Akadem. Verlagsges., Leipzig (Bd. 1, 1965 / Bd. 2, 1961)
84. RITCHIE, I.C., E.E.C. CLEBSCH und W.K. RUDOLPH:
Distribution of fallout and natural gamma radionuclides in litter, humus and surface mineral soil layers under natural vegetation in Great Smoky Mountain, North Carolina - Tennessee
Health Physics 18, 479 (1970)
85. RITCHIE, I.C., J.G. Mc HEURY und A.C. GILL:
The distribution of ^{137}Cs in the litter and upper 10 cm of soil under different cover types in northern Mississippi
Health Physics 22, 197 (1972)
86. RÖMPP, H. und O.A. NEUMÜLLER:
Chemie Lexikon Bd. I
Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 7. Auflage (1972)

87. ROGOWSKI, A.S. und T. TAMURA:
Movement of ¹³⁷Cs by runoff, erosion and infiltration on the
alluvial caprina silt loam
Health Physics 11, 1333 (1965)
88. ROGOWSKI, A.S. und T. TAMURA:
Erosional behaviour of caesium-137
Health Physics 18, 467 (1970)
89. ROMNEY, E.M., J.W. NEEL, H. NISHITA, J.H. OLAFSON und K.H. LARSON:
Plant uptake of Sr 90, Y 91, Ru 106, Cs 137 and Ce 144 from soils
Soil Science 83, 369 (1957)
90. RUNGE, F.:
Die Pflanzengesellschaften Deutschlands
Aschendorff, Münster (1969)
91. RUSSEL, R.S.:
Radioactivity and human diet
Pergamon Press, Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto,
Paris, Frankfurt (1966)
92. RUSSEL, R.S.:
Entry of radioactive materials into plants
in: RUSSEL, R.S.
Radioactivity and human diet
Pergamon Press, Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto,
Paris, Frankfurt. (1966)
93. RUSSEL, R.S.:
Nature of food chains and nuclides of major concern
in: RUSSEL, R.S.
Radioactivity and human diet
Pergamon Press, Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto,
Paris, Frankfurt (1966)

94. RUSSEL, R.S.:
Behaviour of radioactive materials in soils
in: RUSSEL, R.S.
Radioactivity and human diet
Pergamon Press, Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto,
Paris, Frankfurt (1966)
95. SCHAUER, Th., W. KREUZER und H. SCHMIDT:
Aktivität und Eindringtiefe von Caesium 137 bei verschiedenen
Böden
Zbl. Vet. Med., Beiheft 11, 149 (1968)
96. SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHNABEL:
Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde 1. Teil
Bodenkunde
Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 5. Auflage (1960)
97. SCHMEIL, O. und G. FITCHEN:
Flora von Deutschland
Quelle und Meyer, Heidelberg (1962)
98. SCHMEISER, K.:
Radionuklide
Springer Verlag, Berlin, Göttingen, Heidelberg (1962)
99. SCHMIDT-RIES, H.:
Untersuchungen über die im deutschen Eifelgebiet vorhandenen
Hochmoore
"Gewässer und Abwasser", eine limnologische Schriftenreihe,
Heft 6, 40 (1954/55)
Verlag August Bogel, Düsseldorf
100. SCHMIDT-RIES, H.:
Beiträge zur Physiographie der Eifelmaare
"Gewässer und Abwasser", eine limnologische Schriftenreihe,
Heft 9/10, 7 (1954/55)

101. SCHNEIDER, Th. und H. MÜNZEL:
Zur Analyse einfacher und komplexer Gammaskpektren
Atompraxis 7, 412 (1961)

102. SCHULZ, R.K.:
Soil chemistry of radionuclides
Health Physics 11, 1317 (1965)

103. SCHULZ, R.K., R. OBERSTREET und I. BARSHAD:
On the soil chemistry of caesium-137
Soil Science 89, 16 (1960)

104. SCHULZE, W.:
Neutronenaktivierung als analytisches Hilfsmittel
Reihe: Die chemische Analyse, Bd. 50
Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart (1962)

105. SCHWICKERATH, M.:
Eifelahrt 1937
Beihefte des Botanischen Zentralblattes Bd. LX (1939)

106. SCHWICKERATH, M.:
Die Pflanzengesellschaften der Maare und Maar Moore
Geobotanisches Institut, Aachen
Wissenschaftliche Veröffentlichung Nr. 2 (1963)

107. SMALES, A.A. und L. SALMON:
Determination by radioactivation of small amounts of rubidium
and caesium in seawater and related materials of geochemical
interest
Analyst. 80, 37 (1955)

108. SMITH, D.M. und J.C. BARTLETT:
Calculation of the areas of isolated or overlapping normal
probability curves
Nature 191, 688 (1961)

109. SPITSYN, V.I., V.D. BALUKOVA, A.F. NAUMOVA, V.V. GROMOV,
F.M. SPIRIDONOV, E.M. VETROV und G.I. GRAFOV:
A study of the migration of radio elements in soils
Proc. Second Internat. Conf. Peaceful Uses of Atomic
Energy 18, 439 (1958)
110. SQUIRE, H.M.:
Entry of strontium-90 and caesium-137 into pasture plants
after aerial contamination
ARCRL 8, 64 (1962)
111. SQUIRE, H.M. und L.I. MIDDLETON:
Long-term behaviour of strontium-90 and caesium-137 in soils
ARCRL 10, 78 (1963)
112. STÖHR, W.Th.:
Übersichtskarte der Bodentypengesellschaften von Rheinland-
Pfalz 1 : 250.000
Herausgeber:
Geologisches Landesamt Rheinland-Pfalz (1968)
113. TAMURA, T. und D.G. JACOBS:
Structural implications in caesium sorption
Health Physics 2, 391 (1960)
114. Überwachung der Radioaktivität in Lebensmitteln
Schriftenreihe des Bundesministers für wissenschaftliche
Forschung:
Strahlenschutz, Heft 26
Gerbach u. Sohn Verlag, München (1965)
115. VAN DER WAERDEN, B.L.:
Mathematische Statistik
Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 3. Auflage (1971)
116. VAN WIJK, H.F. und R. BRAAMS:
Incorporation of caesium-137 from nuclear debris into biosphere
Nature 188, 951 (1960)

117. WALTON, A.:
The distribution in soils of radioactivity from weapons test
J. Geophys. Res. 68, 1485 (1963)
116. WEGENER, K.H.:
Radioaktivität und Veterinärmedizin
Parey Verlag, Berlin, Hamburg (1966)
119. WHO / FAO / IAEA:
Methods of radiochemical analysis
WHO Genf (1966)
120. WILLIAMS, L.G. und H.D. SWANSON:
Concentration of caesium-137 by algae
Science 127, 187 (1958)
121. YAMAGATA, N.:
Biological, geological and chemical studies of caesium-137
and the concentration of caesium-137 in the tissues of human
organs
in: Biochemical studies with strontium-90, cesium-137, and others
U.S. AEC translation series
AEC - tr - 4245, B 6 (1960)

Herrn Priv. Doz. Dr. W. Kreuzer danke ich für die Überlassung des Themas. Er förderte diese Arbeit durch seinen Rat und seine Unterstützung.

Ebenso gilt mein Dank Herrn Ltd. Regierungsveterinärdirektor Dr. W. Thiel, der es mir ermöglichte, die Arbeit in seinem Institut durchzuführen.

Für die Anfertigung der Photographien der Eifelmaare danke ich Herrn Regierungsveterinärdirektor Dr. D. Kuschfeldt.

Dem Präsidenten des Geologischen Landesamtes von Nordrhein-Westfalen, Krefeld, Herrn Prof. Dr. H. Karrenberg, danke ich für die Erlaubnis, die Kohlenstoffbestimmungen in seinem Institut durchzuführen. Hierbei hat mich Herr Dr. H. Werner durch zahlreiche Hinweise unterstützt.

L E B E N S L A U F

Am 20.9.1940 wurde ich als Sohn des Bankbeamten Edmund Hebel und seiner Ehefrau Else, geb. König, in Gießen geboren.

Im Herbst 1946 wurde ich in Rödgen / Kreis Gießen eingeschult. Ab Herbst 1948 besuchte ich die Schillerschule, Gießen und von 1949 bis 1951 die Stadtschule in Biedenkopf. Im Frühjahr 1951 trat ich in das dortige Realgymnasium ein und wechselte im September 1957 zur Goetheschule in Kassel über, wo ich im März 1960 die Reifeprüfung ablegte.

Vom Sommersemester 1960 bis 1963 studierte ich Physik an der Justus-Liebig-Universität, Gießen. Im Mai 1963 begann ich dort das Studium der Veterinärmedizin, das ich im Februar 1968 mit der Tierärztlichen Prüfung abschloß.

Nach Beendigung der Praktikantenzeit erhielt ich am 14. September 1968 die Approbation als Tierarzt. Von 1968 bis 1969 arbeitete ich als Assistent in der Praxis meines Lehtierarztes. Seit Dezember 1969 bin ich am Staatlichen Veterinäruntersuchungsamt, Krefeld tätig.

A N H A N G

Legende zu Abb. 14 - 30

Bezeichnungen der untersuchten Pflanzen:

- 1 Torfmoos (*Sphagnum* spp.)
- 2 Seggen (*Carex* spp.)
- 3 Binsen (*Juncus bulbosus*)
- 4 Wollgras (*Eriophorum* spp.)
- 5 Heidekraut (*Calluna vulgaris*)
- 6 Schilf (*Phragmites communis*)
- 7 Schilfrohr (*Typha* spp.)
- 8 Disteln (*Cirsium palustre*)
- 9 Minzen (*Mentha* spp.)
- 10 Brennesseln (*Urtica dioica*)
- 11 Gramineen (*Gramineae*)
- () ¹³⁷Cs-Photopeak angedeutet, aber nicht auswertbar
- nur Pflanzenproben entnommen
- E Osten
- N Norden
- S Süden
- W Westen

N ←



Boden:					
Tiefe(cm)					
0 - 5	484	573	1069	299	
5 - 10	951	14: 241	2680	1407	
10-20	189	-	625	613	
Pflanzen:					
mit ¹³⁷ Cs	3	3	1 3	1 3	3
ohne	-	-	-	-	-

S ←



Boden:			
Tiefe(cm)			
0 - 5	559	273	530
5 - 10	187	63	69
10-20	-	-	-
Pflanzen			
mit ¹³⁷ Cs	2	(2)	2, 3
ohne	-	-	-

Legende zu ~~Abb.~~ 14 - 30

1900

1. Schilf (Phragmites communis)
 2. Schilfrohr (Typha spp.)
 3. Disteln (Cirsium palustre)
 4. Minzen (Mentha spp.)
 5. Brennnesseln (Urtica)
 6. Gramineen (Cyperaceae)

ohne
mit 137c
Pflanzen:
10-20
2-10
0-2
Tiefe(cm)
Boden:

ohne	mit 137Cs	Pflanzen	Tiefe (cm)	Boden:
			10-20	
			2-10	
			0-2	

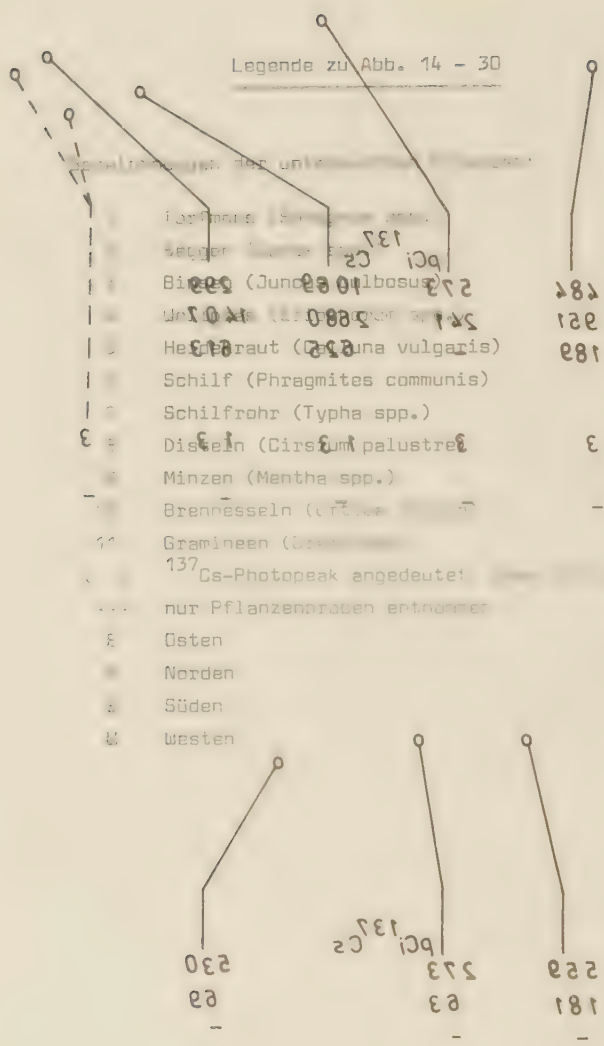




Abb. 14: Windsborn



Abb. 15: Hinkelsmaar

Boden:

Tiefe(cm)

			$pCi^{137}Cs$		
0-5	121	-	1560	109	157
5-10	69	-	3655	145	67
10-20	-	76	69	-	136

Pflanzen:

mit

^{137}Cs

ohne

-	-	1,2	2	-
11	-	-	-	-

W ←

Boden:

Tiefe(cm)

0-5	181	1691	6707	546	852	88
5-10	910	1027	583	403	757	86
10-20	77	264	323	389	743	138

Pflanzen:

mit

^{137}Cs

ohne

2;3	1;2	1;4;5	-	1;2	2;(3)
-	-	-	-	-	-

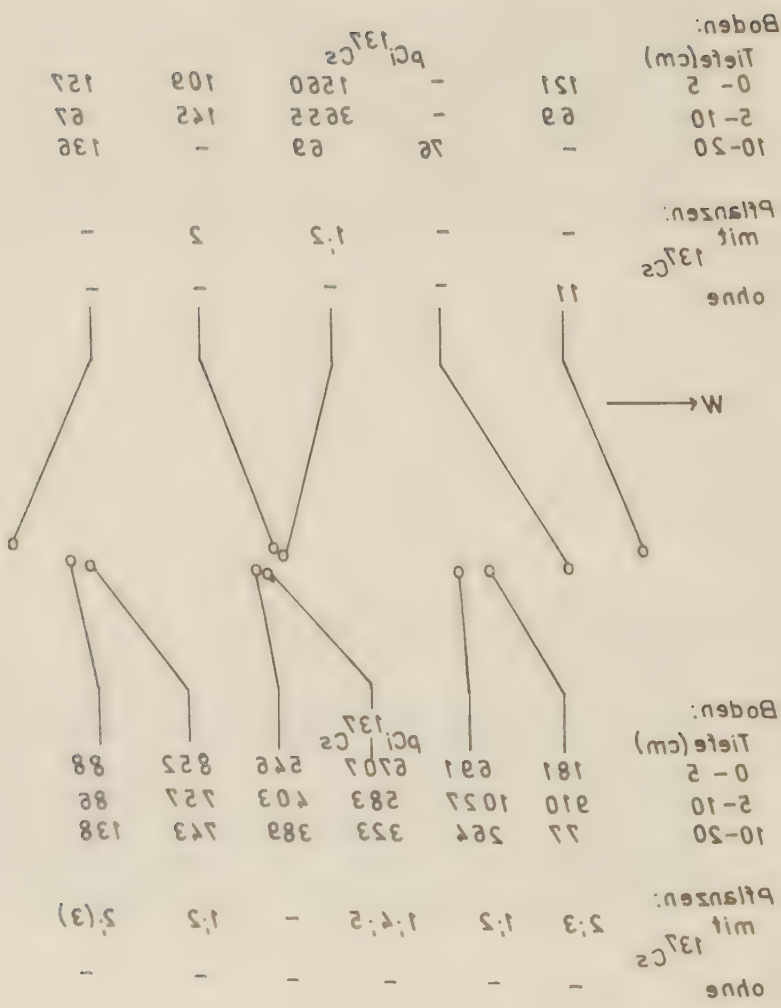




Abb. 16: Strohner Määrchen

W ←



Boden:

Tiefe (cm)

0-5

5-10

10-20

569

99

-

¹³⁷Pi

730

729

477

¹³⁷Cs

662

482

110

426

272

224

Pflanzen:

mit

¹³⁷Cs

2

1,4

1,2

1,2

ohne

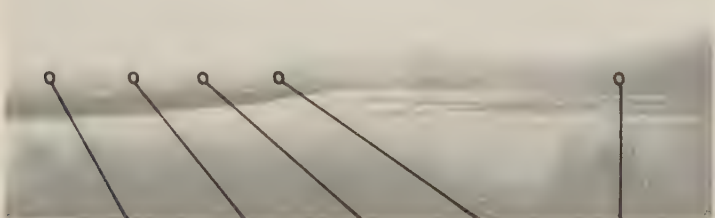
-

-

-

-

E ←



Boden:

Tiefe (cm)

0-5

5-10

10-20

231

143

-

¹³⁷Pi

455

129

-

¹³⁷Cs

1272

167

-

1240

210

232

90

447

407

Pflanzen:

mit

¹³⁷Cs

-

-

(2)

2,(7)

-

ohne

2,6

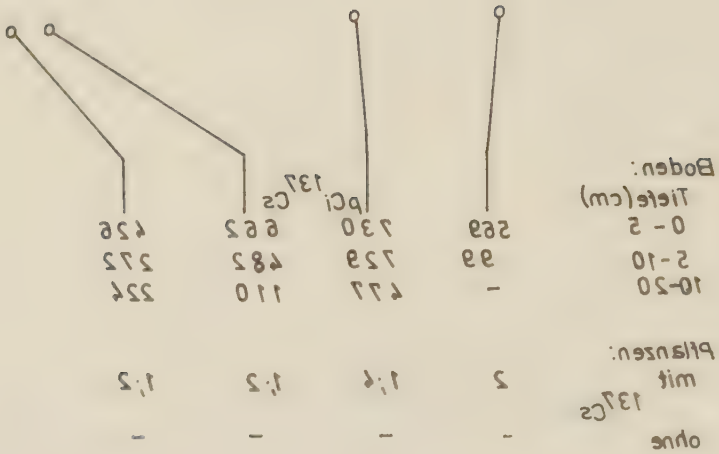
2,6,10

6,7

10

7

→ W



→ E

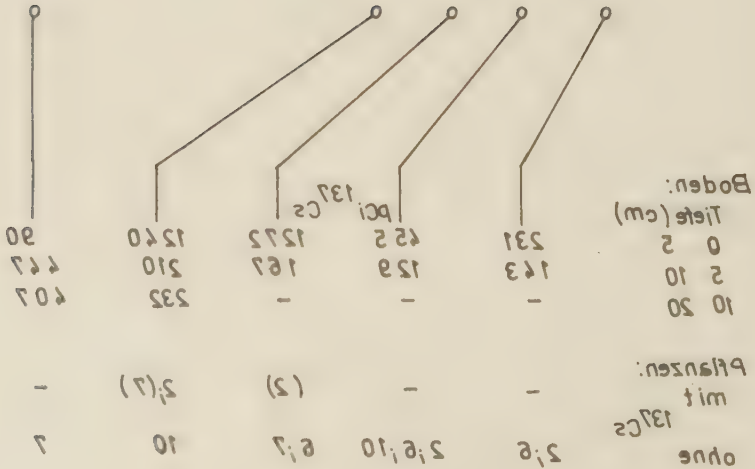




Abb. 17: Dürres Maar am Holzmaar



Abb. 18: Meerfelder Maar

W ←



Boden:

Tiefe (cm)

0-5

Abt. 3009:

PG ¹³⁷Cs
Schalkenmehrener Meer

5-10

254

498

10-20

38

-

Pflanzen:

mit

¹³⁷Cs

-

-

ohne

2; 7

2; 11

W ←



Boden:

Tiefe (cm)

0-5

Abt. 1120:

pCi ¹³⁷Cs
Hütsche

5-10

88

10-20

-

Pflanzen:

mit

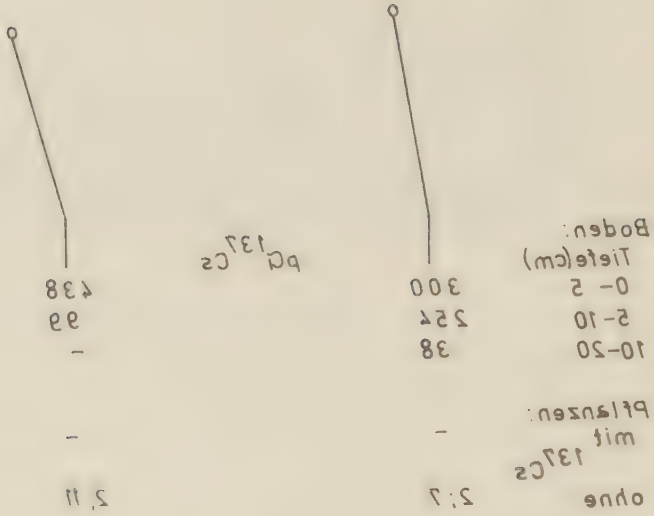
¹³⁷Cs

-

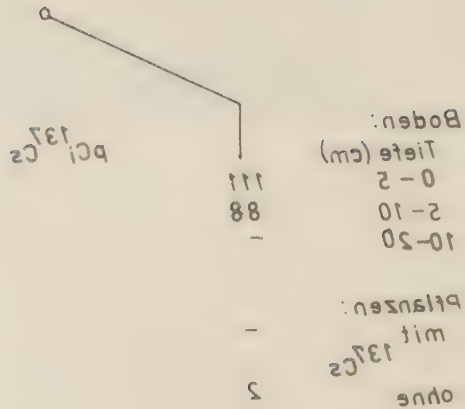
ohne

2

W →



W →



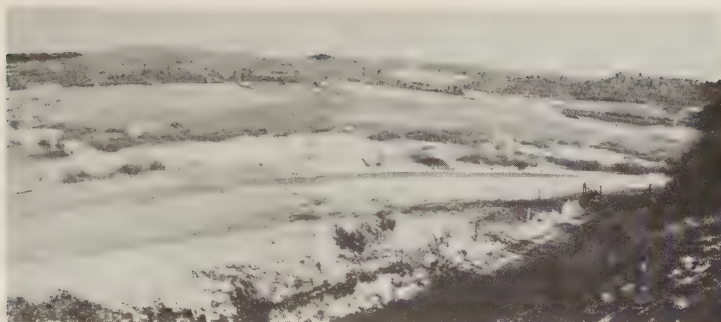
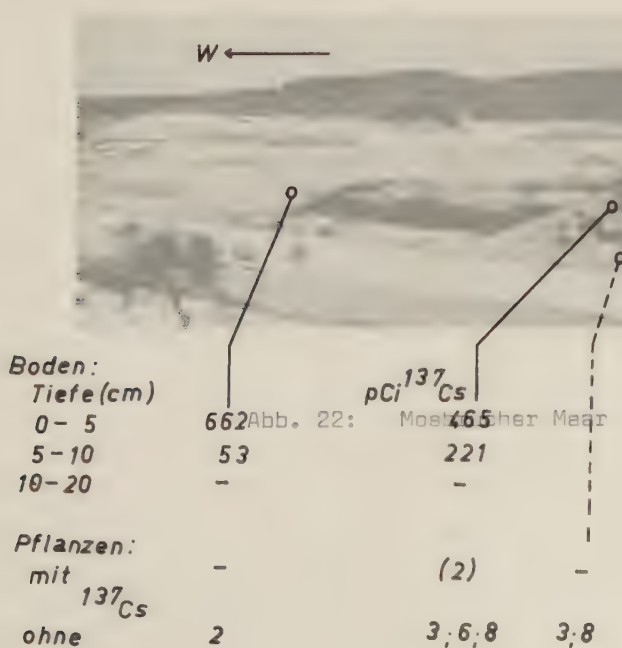
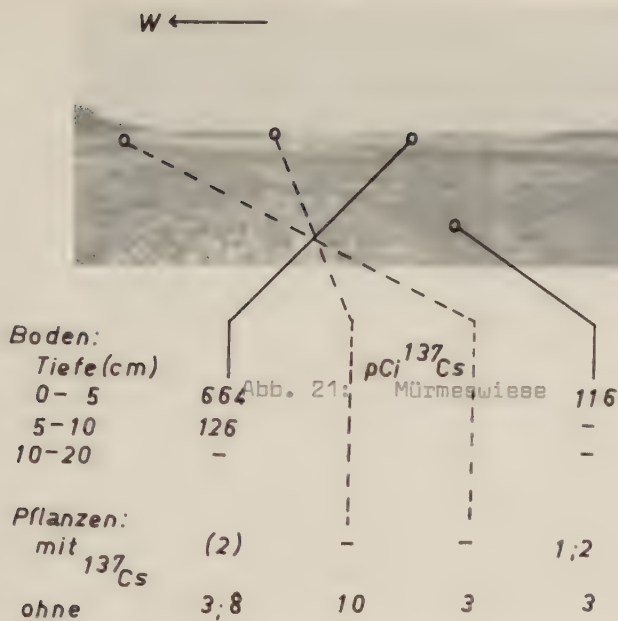


Abb. 19: Schalkenmehrener Maar



Abb. 20: Hütsche



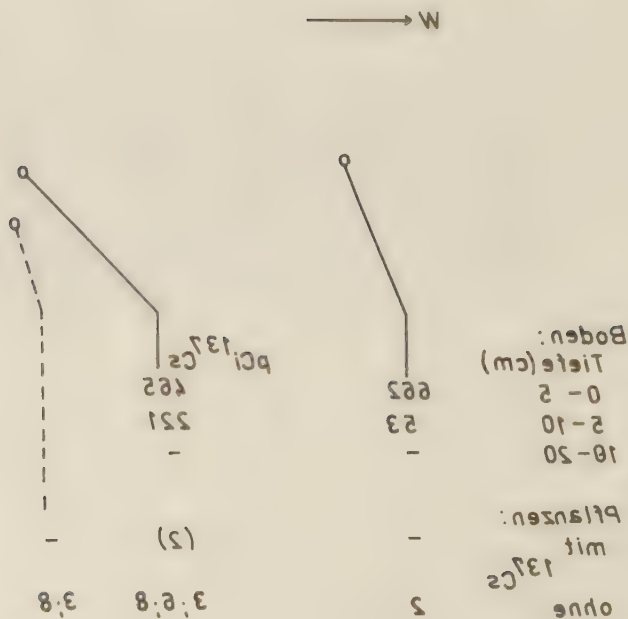
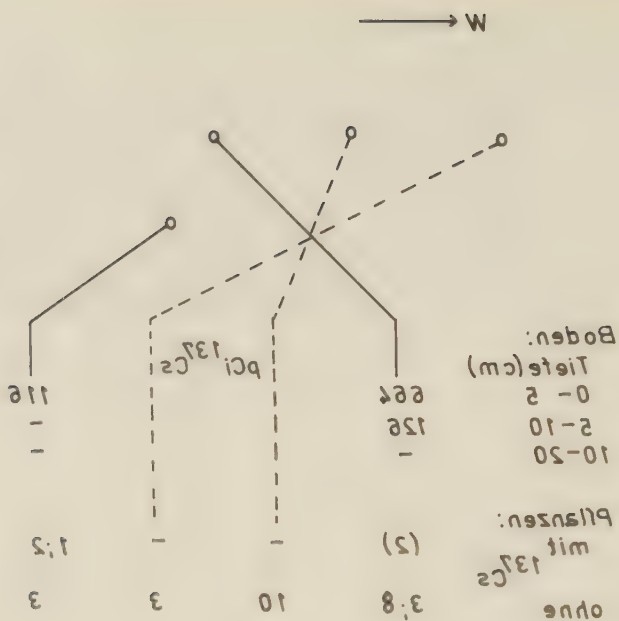




Abb. 21: Mürmeswiese



Abb. 22: Mosbrucher Maar



Boden:

Tiefe (cm)

0 - 5

5 - 10

10 - 20

pCi ^{137}Cs

Abb. 23: Sprinker Meer

49

-

-

Pflanzen:

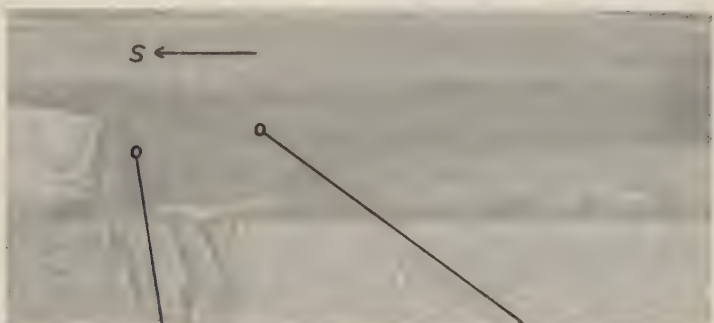
mit

^{137}Cs

ohne

-

-



Boden:

Tiefe (cm)

0 - 5

5 - 10

10 - 20

pCi ^{137}Cs

Abb. 24: Dreiser Weiher

39

84

-

129

89

28

Pflanzen:

mit

^{137}Cs

ohne

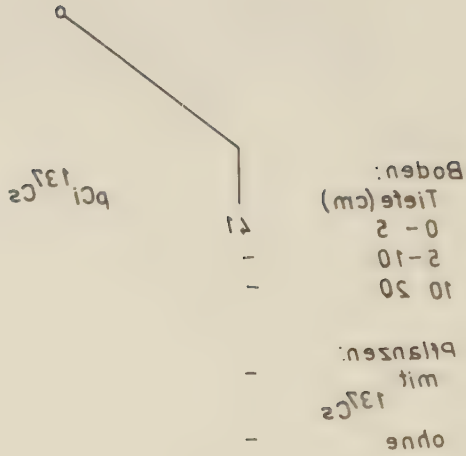
-

2; 7

-

2; 7

→ N



→ S

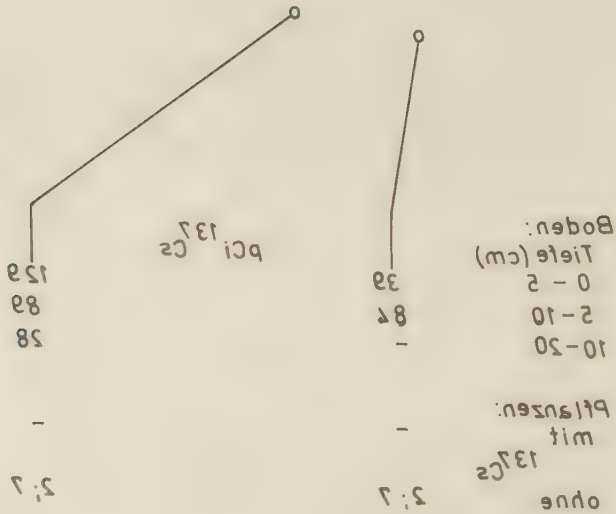




Abb. 23: Sprinker Maar



Abb. 24: Dreiser Weiher



Boden:

Tiefe (cm)

0 - 5 120

5 - 10 -

10 - 20 -

Abb. 25: ^{137}Cs Hohlmaar
pCi 438
Cs 33

236

79

-

Pflanzen:

mit

^{137}Cs

ohne 2; 7

2; 7

S ←



Boden:

Tiefe (cm)

0 - 5 43

5 - 10 54

10 - 20 10

Abb. 26: ^{137}Cs Immerath Maar
pCi 553
Cs 309

794

208

115

-

-

-

Pflanzen:

mit

^{137}Cs

ohne 2; 11

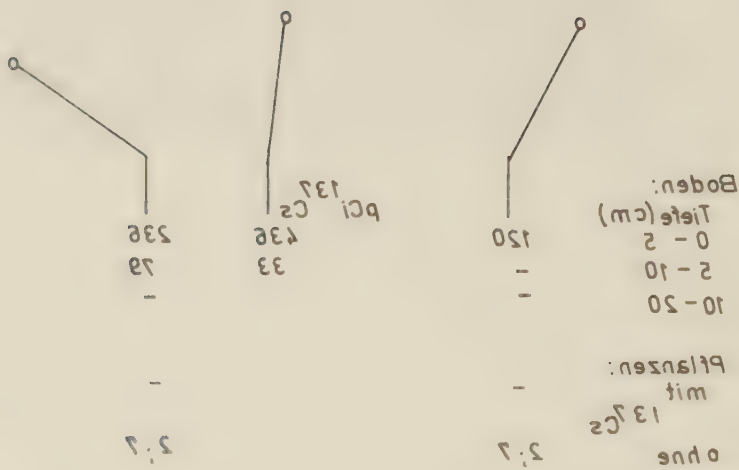
2; 11

7; 10

3; 7

-

N →



S →

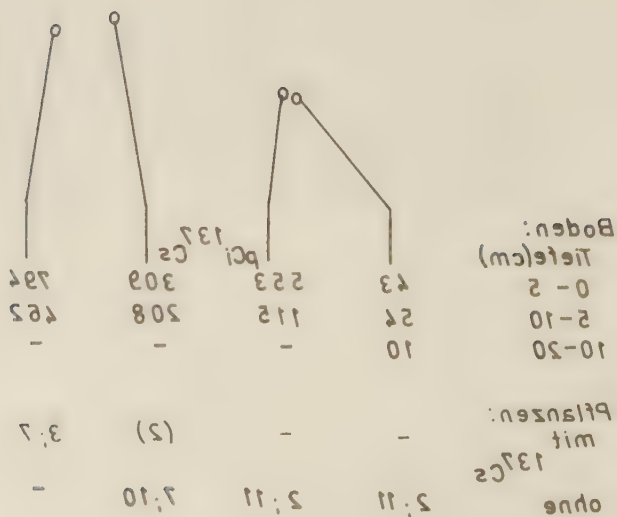




Abb. 25: Holzmaar

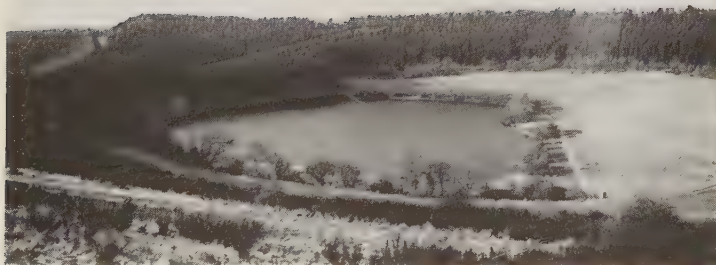


Abb. 26: Immerather Maar



Boden:			
Tiefe(cm)	Abb. 27:	pCi ¹³⁷ Cs	
0 - 5	489	Jungfernteiche	154
5-10	494	mit Abflußgraben	78
10-20	419		-
Pflanzen:			
mit ¹³⁷ Cs	1,2(3)		-
ohne	-		2,7



Boden:			
Tiefe(cm)	Abb. 28:	pCi ¹³⁷ Cs	
0 - 5	Ulmener Meer		146
5-10			
10-20			
Pflanzen:			
mit ¹³⁷ Cs			-
ohne			11

W →



489
494
419

Boden:
Tiefe(cm)
0-2
2-10
10-20

Pflanzen:
mit 137Cs 1.5(3)
ohne -

pci 137Cs



124
78
-

2.7
-

W →

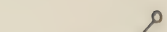
pci 137Cs

146

Boden:
Tiefe(cm)
0-2
2-10
10-20

Pflanzen:
mit 137Cs
ohne

11
-



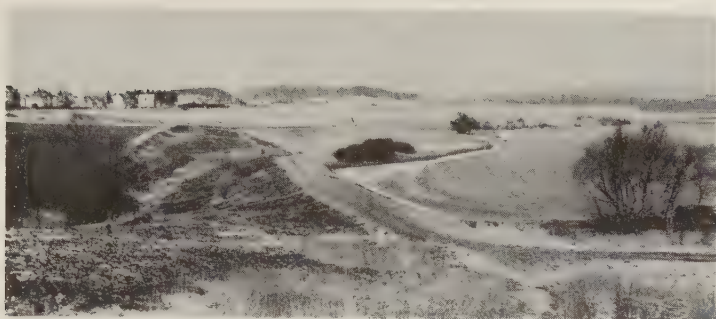
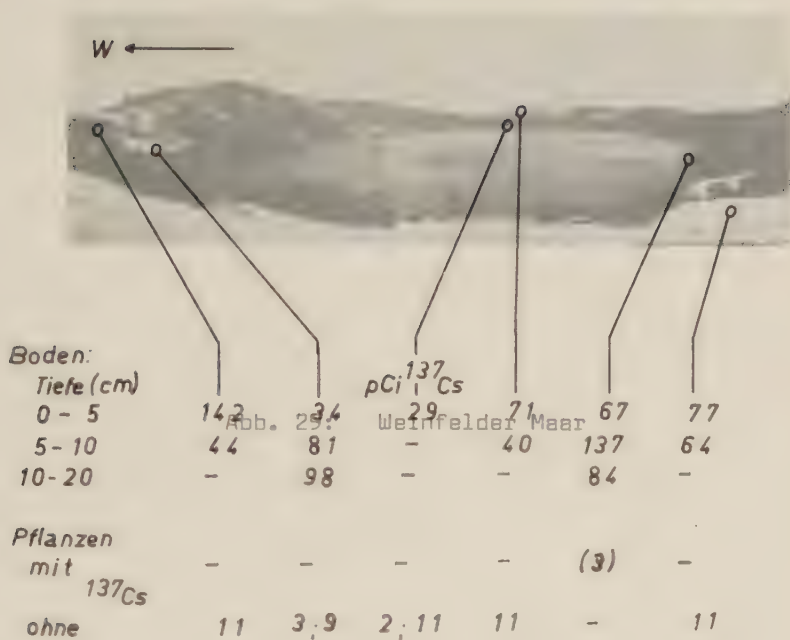


Abb. 27: Jungfernweiher
mit Abflußgraben



Abb. 28: Ulmener Maar



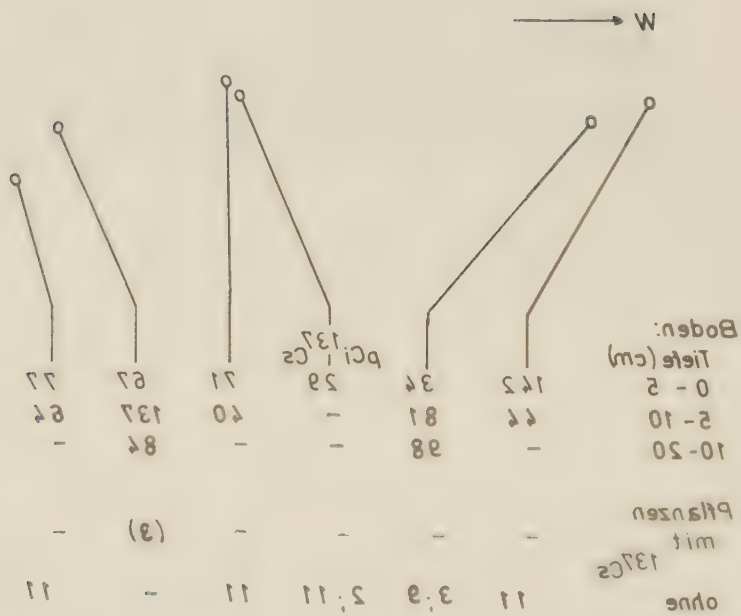
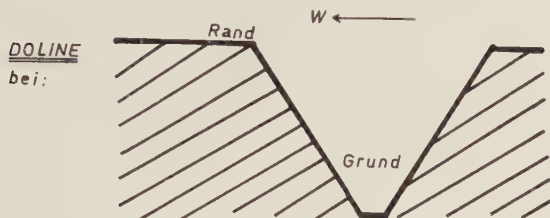




Abb. 29: Weinfelder Maar

Abb. 30: Skizze der untersuchten Dolinen



a) Ober
hers
dorf:

Boden:		
Tiefe (cm)	pCi	^{137}Cs
0 — 5	334	223
5 — 10	115	168
10 — 20	—	78
Pflanzen:		
mit ^{137}Cs	(11)	—
ohne	—	11

b) Weyer:

Boden:		
Tiefe (cm)	pCi	^{137}Cs
0 — 5	137	350
5 — 10	69	471
10 — 20	—	220
Pflanzen		
mit ^{137}Cs	—	—
ohne	11	11

c) Thuir:

Boden:		
Tiefe (cm)	pCi	^{137}Cs
0 — 5	161	59
5 — 10	63	85
10 — 20	—	30
Pflanzen		
mit ^{137}Cs	—	—
ohne	11	11

Fotodruck: Mainz, Aachen, Malteserstraße 9, am Ponttor, Telefon (02 41) 273 05